

Université de Montréal

**Détection de points chauds de déforestation à Bornéo  
de 2000 à 2009 à partir d'images MODIS**

par  
Alexis Dorais

Département de Géographie  
Faculté des Arts et des Sciences

Thèse présentée à la Faculté des Arts et des SCIENCES  
en vue de l'obtention du grade de Maîtrise  
en géographie

Janvier 2011

© Alexis Dorais, 2011

Université de Montréal  
Faculté des études supérieures et postdoctorales

Ce mémoire intitulé :

Détection de points chauds de déforestation à Bornéo  
de 2000 à 2009 à partir d'images MODIS

Présenté par :  
Alexis Dorais

évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Patricia Martin, président-rapporteur  
Jeffrey Cardille, directeur de recherche  
Rodolphe de Koninck, co-directeur  
Claude Codjia, examinateur externe

## Résumé

Les forêts de Bornéo sont inestimables. En plus d'une faune et d'une flore riche et diversifiée, ses milieux naturels constituent d'efficaces réservoirs de carbone. En outre, la matière ligneuse qui y est abondante fait l'objet d'une exploitation intensive. Par contre, c'est le potentiel agricole de l'île qui crée le plus d'enthousiasme, principalement en ce qui concerne la culture du palmier à huile. Pour tenter de mieux comprendre et surveiller le phénomène, nous avons développé des méthodes de détection de la déforestation et de la dégradation des forêts. Ces méthodes doivent tenir compte des caractéristiques propres à l'île. C'est que Bornéo est abondamment affectée par une nébulosité constante qui complexifie considérablement son observation à partir des satellites. Malgré ces contraintes, nous avons produit une série chronologique annuelle des points chauds de déforestation et de dégradation des forêts pour les années 2000 à 2009.

**Mots-clés :** Bornéo, MODIS, palmier à huile, détection de changement, EVI, REDD-plus, PEST

## **Abstract**

Borneo's forests are priceless. Beyond the richness and diversity of its fauna and flora, its natural habitats constitute efficient carbon reservoirs. Unfortunately, the vast forests of the island are rapidly being cut down, both by the forestry industry and the rapidly expanding oil palm industry. In this context, we've developed methods to detect deforestation and forest degradation in order to better understand and monitor the phenomena. In doing so, the peculiarities of Borneo, such as the persistent cloud cover, had to be accounted for. Nevertheless, we succeeded in producing a time series of the yearly forest degradation and deforestations hotspots for the year 2000 through the year 2009.

**Keywords :** Borneo, MODIS, oil palm, change detection, EVI, REDD-plus, PEST



## Table des matières

Introduction .....	1
Fondements .....	2
Le rôle de la télédétection par satellite dans la cartographie à grande échelle .....	2
Bases de données nationales .....	2
Capteurs à résolution modérés .....	5
Préparation des données .....	5
MODIS .....	7
Bases de données globales .....	8
Détection de changements .....	9
Différenciation d'images .....	10
La différenciation d'images à Bornéo .....	12
Validation .....	13
La détection de points chauds de déforestation et de dégradation des forêts à Bornéo .....	13
Premier article .....	14
Présentation de l'article .....	14
Accord du coauteur .....	14
Mesurer l'évolution des stocks forestiers de carbone: un véritable défi à Bornéo .....	15
La réduction des émissions de GES causées par la destruction des forêts .....	15
Le cas de Bornéo .....	17
La cartographie de la végétation à Bornéo .....	19
Le projet MODIS .....	25
Limites .....	31
Conclusion .....	32
Deuxième article .....	33
Présentation de l'article .....	33
Accord du coauteur .....	33

Strategies for incorporating high-resolution Google Earth databases to guide and validate classifications: understanding deforestation and forest degradation in Borneo .....	34
Introduction .....	34
Methods .....	35
MODIS Data and Annual Composites .....	35
Image differencing .....	37
Creating a Google Earth Ground-Truth Database .....	38
Effects of image data on use of Google Earth imagery for ground truthing .....	40
Detecting an optimal threshold of annual difference in EVI .....	44
Results and Discussion .....	48
Google Earth Database .....	48
Identifying the threshold of EVI change .....	51
Estimation of Hotspot Locations .....	54
Conclusions .....	59
Acknowledgements .....	60
Conclusion générale .....	61
Bibliographie .....	i

## Liste des tableaux

Tableau 1 : SQLite spatial database excerpt .....	40
---	----

## Liste des figures

Figure 1 : Schéma illustrant la différenciation d'images .....	11
Figure 2 : Bornéo au cœur de l'Asie du Sud-Est .....	19
Figure 3 : Estimation de la couverture forestière de Bornéo .....	20
Figure 4 : Bornéo. Couverture forestière en 1970.....	21
Figure 5 : Bornéo. Couverture forestière en 1990.....	22
Figure 6 : Bornéo. Influence du seuil de détection sur le nombre de points chauds cartographiés .....	29
Figure 7 : Bornéo. Exemples de points chauds cartographiés .....	32
Figure 8 : Raster mask representing Google Earth high-resolution coverage .....	39
Figure 9 : Validation sample interpretation and validation database building workflow ....	43
Figure 10 : Threshold determination workflow using the PEST software package .....	47
Figure 11 : Three examples of sampled high-resolution imagery and their matching series of differentiated MODIS EVI images .....	47
Figure 12 : Histogram of the differentiated EVI images of 2004 and 2003 .....	52
Figure 13 : Histogram of the nine differentiated EVI images .....	53
Figure 14 : Samples of a Google Earth high-resolution image with hotspots overlay .....	55
Figure 15 : Samples of a Google Earth high-resolution image with hotspots overlay .....	57
Figure 16 : Yearly deforestation hotspots detected in between the year 2001 and the year 2009 in Borneo, with blowups .....	58

## Lexique

AVHRR	<i>Advanced Very High Resolution Radiometer</i> : radiomètre embarqué à bord des satellites NOAA qui effectuent une couverture globale depuis 1978. Les plus récents instruments ont une résolution spatiale de 1.1km (Hastings et Emery 1992; NOAA 2010).
Coefficient Kappa	Mesure statistique de la concordance entre deux tableaux de données qui tient compte de la concordance résultant du hasard (Banerjee, Capozzoli <i>et al.</i> 1999).
EOSD LC 2000	<i>Earth Observation for Sustainable Development of Forest Land Cover 2000</i> : classification des surfaces boisées du Canada produite à partir d'images Landsat captées aux alentours de l'an 2000 (Wulder, White <i>et al.</i> 2008).
<i>Enhanced Thematic Mapper plus</i> (ETM+)	Capteur spectral à bord du satellite Landsat 7. La résolution de ce capteur est de 30m pour le visible et l'infrarouge, 60m pour l'infrarouge thermique et 15 pour le panchromatique (Williams 2009).
EVI	<i>Enhanced Vegetation Index</i> : indice de végétation calculé à l'aide des bandes rouge, proche infrarouge et bleue. Cet indice se veut plus sensible et plus robuste que le NDVI qui est sujet à saturation. L'EVI est aussi moins affecté par la contamination atmosphérique que ce dernier (Huete, Didan <i>et al.</i> 2002).
Gdal_translate	Outil faisant partie de la bibliothèque logicielle <i>Geospatial Data Abstraction Library</i> (GDAL) permettant de convertir les données spatiales matricielles d'un format à un autre (GDAL Development Team 2010).

GeoTIFF	Format de fichier incorporant des données matricielles ainsi que les coordonnées géographiques qui leur sont associées (Ritter, Ruth <i>et al.</i> 1995).
GRASS GIS	Geographic Resources Analysis Support System : système d'information géographique pouvant gérer des données matricielles et vectorielles, également doté de fonctionnalités de traitement d'images (GRASS Development Team 2010).
HDF-EOS	Hierarchical Data Format - Earth Observing System : format de fichier pouvant contenir plusieurs couches de données hétérogènes adopté et adapté par la NASA pour la distribution de données dont celles du programme MODIS (HDF Group 2010).
High Resolution Geometrical (HRG)	Capteur spectral à bord du satellite SPOT 5. Une évolution par rapport à HRVIR, ce capteur peut atteindre des résolutions de 2.5m en panchromatique, 10m en multispectral (CNES 2009).
High Resolution Visible (HRV)	Capteur spectral à bord des satellites SPOT 1,2 et 3. Ce capteur a une résolution spatiale de 20m en mode multispectral, 10m en mode panchromatique (CNES 2009).
High Resolution Visible and Infrared (HRVIR)	Capteur spectral à bord du satellite SPOT 4. Une évolution par rapport à HRV, ce capteur dispose d'une bande spectrale supplémentaire dans l'infrarouge servant à observer la végétation (CNES 2009).
KML	Format de fichier servant à décrire des objets spatialement sur la Terre (OGC 2010).

Landsat	Programme d'observation de la Terre dont le premier satellite remonte à 1972. Le plus récent satellite, Landsat 7, utilise le capteur ETM+ (Williams 2009).
MERIS	MEDium Resolution Imaging Spectrometer : spectromètre embarqué à bord du satellite Envisat. Il est en service depuis 2002. Sa résolution spatiale est de 300m (ESA 2010).
MOD13Q1	Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m (nom abrégé MOD13Q1) : jeu de données du programme MODIS conçu à l'observation de la végétation (Huete, Didan et al. 2002).
MOD44W	Land Water Mask Derived from MODIS and SRTM L3 Global 250m SIN Grid (nom abrégé MOD44W) : masque terre/eau du programme MODIS (Carroll, DiMiceli et al. 2009).
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer : spectroradiomètre destiné à l'observation des terres émergées des océans et de l'atmosphère embarqué à bord des satellites Terra et Aqua. C'est aussi le nom du programme qui exploite ces instruments (NASA).
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index : Indice de végétation calculé à partir de la bande rouge et proche infrarouge (Huete, Didan et al. 2002).

NLCD	National Land Cover Data : classification de l'utilisation des sols couvrant l'ensemble des États-Unis (seulement la partie continentale pour le NLCD 1992). La première édition se basait sur des images de 1992 et la deuxième sur des images de 2001. La troisième édition est en cours de développement et reflétera l'utilisation des sols telle qu'elle était en 2006. Les images du programme Landsat sont la source de données à partir de laquelle sont effectuées les classifications (Homer, Huang et al. 2004; Xian, Homer et al. 2009).
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration : agence scientifique gouvernementale américaine qui, notamment, gère des satellites d'observations de la terre, dont ceux embarquant l'instrument AVHRR (Hastings et Emery 1992; NOAA 2010).
PEST	Model-Independent Parameter Estimation and Uncertainty Analysis : logiciel permettant d'estimer automatiquement les paramètres d'un modèle (Clemo, Christensen et al. 2010).
SPOT	Satellite Pour l'Observation de la Terre : programme spatial responsable de l'envoi de cinq satellites d'observation de la Terre dont le premier remonte à 1986 (CNES 2009).
SPOT-Vegetation	Instruments à bord des satellites SPOT 5 et 6 qui effectuent une couverture quotidienne complète du globe avec une résolution de 1km. Ces instruments sont conçus pour l'observation de la végétation (Cabrières 2004).



**WIST** Warehouse Inventory Search Tool : portail web servant à consulter le catalogue des données scientifiques de la NASA et à les commander (EOSDIS 2009).

# Introduction

La télédétection s'est imposée comme un outil fondamental pour l'étude des changements d'utilisation des sols. Elle a permis l'élaboration de nombreuses méthodes afin de détecter ces changements à travers le temps. Pour un cas donné, la méthodologie développée doit tenir compte tant des caractéristiques physiques de la zone d'étude que de la nature et du rythme des changements qui y ont lieu.

Dans certaines parties du monde, les changements d'utilisation des sols sont rapides et majeurs. C'est notamment le cas de Bornéo. Cette île d'Asie du Sud-Est, troisième en importance quand à sa superficie, subit une déforestation importante. Par le passé, l'industrie forestière était de loin la première responsable du recul des forêts. Depuis les années 1990, l'industrie de l'huile de palme a largement pris le dessus (Cooke 2006). Cette situation a contribué à faire de l'Indonésie et de la Malaisie, qui se partagent l'essentiel de l'île, les plus gros producteurs d'huile de palme au monde (Fairhurst et Mutert 1999).

L'industrie de l'huile de palme à Bornéo est en pleine croissance (Cooke 2006) et la déforestation de l'île, à laquelle elle participe largement, est si rapide qu'elle peut se détecter à une échelle annuelle. Dans ce contexte, nous produirons une série chronologique illustrant les points chauds de déforestation et de dégradation des forêts à partir d'images satellites de la dernière décennie.

Notre étude illustrera principalement la méthodologie permettant de produire cette série chronologique. De plus, nous commenterons et analyserons les étapes de la méthodologie pour en démontrer les forces et les limites. Nous procéderons également à une analyse succincte de la série produite tout en tenant compte des limites intrinsèques de la détection de points chauds.

## Fondements

### Le rôle de la télédétection par satellite dans la cartographie à grande échelle

La cartographie de l'utilisation des sols, ainsi que des changements d'utilisation de sols, est largement facilitée grâce à l'imagerie satellite. Le coût relativement faible découlant de l'utilisation de ce type de données, comparativement aux méthodes traditionnelles effectuées par des relevés sur le terrain et nécessitant une très grande main-d'œuvre, permet de réaliser ce genre de travail à de grandes échelles ainsi que dans des régions peu accessibles. De surcroît, plusieurs archives sont entièrement gratuites, notamment les archives américaines Landsat, *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) et *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR) et les archives européennes de Satellite Pour l'Observation de la Terre-Végétation (SPOT-Végétation). La couverture spatiale de ces différentes missions est globale et les archives s'étendent sur plusieurs années, voire plusieurs décennies dans le cas de Landsat et AVHRR.

Pour mettre en contexte notre étude, nous survolerons quelques projets de télédétection traitant de l'utilisation des sols. Les projets cités ont des similitudes avec le nôtre tels la superficie de la zone d'étude, le type de capteurs utilisés, les méthodes de composition d'images, les techniques de détection des changements et les méthodes de validation des résultats.

### Bases de données nationales

Considérons les trois bases de données *National Land Cover Data* (NLCD) qui couvrent l'ensemble des États-Unis (uniquement la partie continentale pour NLCD 1992). Tout comme Bornéo, les États-Unis représentent une vaste superficie. Pour parvenir à cartographier l'utilisation des sols sur un territoire si grand, on subdivisa la zone d'étude de façon à décentraliser les efforts cartographiques. En outre, chaque subdivision est plus

homogène que la totalité des États-Unis. Lors des étapes de validation, les tâches sont réparties de façon à ce que chaque participant travaille sur les régions avec lequel il est le plus familier. Les images Landsat sont la principale source de données du projet. La méthode de classification diffère entre la NLCD 1992 (classification non supervisée) et la NLCD 2001 (classification supervisée et arbre de régression). De ce fait, il n'est pas recommandé de tenter une détection de changement pixel par pixel à partir de ces deux NLCD. Pour la NLCD 2006 (en développement), les coûts de production seront réduits, car seuls les pixels où un changement est détecté entre les images Landsat *circa* 2006 et les images de *circa* 2001 seront classifiés selon la même méthode que la NLCD 2001. La NLCD 1992 fut le premier projet national de cartographie de l'utilisation des sols à utiliser Landsat (Homer, Huang *et al.* 2004; Xian, Homer *et al.* 2009). Depuis, des initiatives semblables se basant sur l'imagerie de ces satellites ont été entreprises.

La carte *Earth Observation for Sustainable Development of Forest Land Cover 2000* (EOSD LC 2000) qui représente l'ensemble de la superficie boisée du Canada est un autre exemple de l'utilisation d'images Landsat pour la cartographie de l'utilisation des sols sur un grand territoire. 23 classes sont utilisées afin de classifier l'utilisation du sol telle qu'elle était aux environs de l'an 2000. Cet imposant jeu de données sera prochainement combiné à deux autres projets complémentaires, soit une carte de l'utilisation des sols des régions circumpolaires canadiennes (Olthof et Fraser 2007) ainsi qu'une carte des zones agricoles (Fisette, Chenier *et al.* 2006). Ces deux projets sont fondés sur l'imagerie Landsat acquise aux alentours de l'année 2000. Une fois combinés, ces trois projets formeront une carte d'utilisation des sols couvrant l'ensemble du Canada (Wulder, White *et al.* 2008).

Selon le Groupe d'experts intergouvernementaux sur l'évolution du climat, 500m<sup>2</sup> est l'unité spatiale la plus petite pouvant servir à évaluer un changement dans l'utilisation des sols (Milne et Jallow 2003). Les images captées par le capteur *Enhanced Thematic Mapper plus* du satellite Landsat 7 ainsi que les images captées par les capteurs *High Resolution Visible*, *High Resolution Visible and Infrared* et *High Resolution Geometrical* des satellites Satellite Pour l'Observation de la Terre (SPOT) ont des résolutions spatiales

assez fines pour évaluer des changements dans l'utilisation d'une dimension de 500m<sup>2</sup>. La large couverture spatiale des satellites SPOT (60km x 60km par scène) et Landsat 7 (183km x 170km par scène) en font des satellites intéressants pour faire des observations à des échelles nationales (Cabrières 2004; Williams 2009). C'est pourquoi plusieurs bases de données nationales sur l'utilisation des sols, dont les NLCD aux États-Unis et l'EODS LC 2000 canadien, sont produites à partir des images captées par ces satellites. De surcroît, l'archive intégrale de données Landsat est depuis peu disponible gratuitement dans son intégralité rendant cette source de données d'autant plus attrayante.

Lorsqu'on utilise des images d'une résolution spatiale de l'ordre de celles issues de Landsat ou des différents capteurs à résolution fine des satellites SPOT pour des projets qui s'étendent à des échelles nationales, on est rapidement submergé par un immense volume de données à traiter. De plus, le prétraitement de ces images (orthorectification, correction atmosphérique, ajustement d'histogrammes...) représente une tâche à la fois complexe et ardue. La classification des données est une tâche également très lourde, même lorsque les méthodes moins sophistiquées sont préconisées. Le développement d'une méthodologie, le paramétrage et la calibration de celle-ci puis la classification en tant que telle représentent une tâche énorme tant pour les géomaticiens concernés que pour le matériel informatique utilisé. Finalement, la validation de la classification est aussi une tâche exhaustive (Cihlar 2000; Lu, Mausel *et al.* 2004). Dans son ensemble, cartographier une zone à une échelle nationale à partir d'images Landsat ou analogues est un projet d'envergure et les efforts nord-américains que sont les NLCD et l'EODS LC 2000 le démontrent bien. Plus près de notre zone d'étude, soulignons le projet néo-zélandais *New Zealand Land Cover Database*, lui aussi basé principalement sur l'imagerie Landsat. Sa deuxième édition représentant la couverture du sol pour tout le pays en 2003 a engendré des dépenses de l'ordre de 1,5 million de dollars américains, soit 5.6 \$ par km<sup>2</sup> (Milne et Jallow 2003). Bref, les coûts et la charge de travail associés à ce type de données ne doivent pas être sous-estimés.

## Capteurs à résolution modérés

En plus des coûts et de la charge de travail considérable découlant de l'utilisation de données Landsat ou de résolution analogue, il faut considérer certaines contraintes additionnelles. En effet, tout capteur n'est pas approprié pour chaque région du globe. Certaines régions, dont les régions équatoriales humides comme Bornéo, ont une forte nébulosité. On peut y pallier en assemblant plusieurs images. Une telle démarche nécessite l'utilisation de données à forte redondance temporelle. Or, cette redondance temporelle plus élevée se fait au détriment de la résolution spatiale des capteurs qui est alors plus grossière. Cela limite le potentiel de détection de changements à des échelles très fines. En contrepartie, le volume de données moins grand à traiter lorsque les images ont des résolutions spatiales plus grossières représente un atout lorsque la zone d'étude couvre une vaste superficie. AVHRR, SPOT-Vegetation, *MEdium Resolution Imaging Spectrometer* (MERIS) et MODIS sont des instruments qui produisent des données qui ont une forte redondance temporelle (Cihlar 2000).

## Préparation des données

Une image satellite idéale est entièrement dépourvue de nuages. Cependant, la nébulosité, parfois très abondante dans certaines régions du globe, tend à obstruer partiellement les images. Ceci est d'autant plus vrai lorsque l'image couvre un vaste territoire ou que la région représentée est sujette à une nébulosité récurrente. L'assemblage d'images représentant la même région, mais captées à des dates distinctes, permet de contourner le problème des nuages. Comme on travaille simultanément avec de multiples images, il est essentiel que les images soient prétraitées pour réduire au maximum les variations entre les images dues aux variations d'ensoleillement et de conditions atmosphériques. Pour ce faire, on peut soit ajuster l'histogramme des images de façon à ce qu'elles soient le plus semblables possible, ou bien on peut traiter chaque image individuellement de façon à éliminer les effets atmosphériques ainsi que les autres

variations d'illumination. Dans ce dernier cas, la valeur des pixels des images ainsi traitées représente alors la réflectance à la surface (Lu, Mausel *et al.* 2004).

Parallèlement, lors d'un assemblage d'images, il faut tenir compte des variations phénologiques intra annuelles. Il est préférable d'assembler des images captées dans une période de temps restreinte ou captées dans la même saison. Ceci dit, certaines régions du globe subissent moins de variations phénologiques. C'est notamment le cas de Bornéo où l'ensoleillement varie peu au courant de l'année et où les précipitations annuelles n'obéissent pas à une alternance entre une période de sécheresse suivie d'une mousson abondante. Lorsque l'on produit un tel assemblage, il faut procéder pixel par pixel. On peut retenir le pixel qu'on considère le meilleur d'une série d'images. Souvent, on se sert du *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) pour déterminer quel est le meilleur pixel. Le NDVI est un indice de végétation que l'on calcule à partir de la bande spectrale rouge et de la bande spectrale proche infrarouge. L'obstruction atmosphérique tend à faire baisser la valeur du NDVI. On considère alors que le meilleur pixel d'une série d'images, c'est-à-dire celui le moins affecté par les effets atmosphériques, est celui dont la date correspond à la valeur du NDVI calculée la plus élevée (Cihlar 2000). Cependant, lorsque les images utilisées ont été acquises sur une longue période, les variations phénologiques affectent les valeurs du NDVI, même dans des régions où les variations phénologiques intra annuelles sont mineures. Il peut alors s'avérer plus judicieux de faire une moyenne des valeurs des pixels de plusieurs images et d'utiliser cette moyenne comme valeur pour le pixel dans l'image finale. Les données MODIS sont tout particulièrement propices à ce genre de méthodologie, car elles sont soumises à un contrôle de qualité rigoureux dont les résultats sont inclus, pour chaque pixel, dans les métadonnées exhaustives qui accompagnent les jeux de données. On peut donc discerner les pixels de qualité suffisante de ceux dont la qualité est douteuse. Cela permet de procéder à un assemblage d'images en faisant la moyenne des pixels représentant la même région provenant de plusieurs images en excluant ceux dont la qualité est en deçà d'un seuil de qualité minimal (Vancutsem, Pekel *et al.* 2007).

## MODIS

MODIS est un instrument que l'on retrouve à bord des satellites Terra, en orbite depuis la fin de l'année 1999, et Aqua, en orbite depuis 2002. Ce spectroradiomètre peut effectuer une couverture quasi globale en une journée. Terra traverse l'équateur l'avant-midi tandis qu'Aqua le fait en après-midi. Cet instrument capte le spectre électromagnétique pour 36 bandes spectrales dont la résolution spatiale varie de 250m à 1000m. Cette large couverture spectrale permet d'observer tant la terre que les océans et l'atmosphère. Le programme MODIS distribue l'intégralité des données produites sous forme de jeux ayant chacun une vocation spécifique. Pour faciliter l'utilisation des données, certains jeux ont fait l'objet d'un prétraitement exhaustif. En effet, les données ont été corrigées géométriquement pour s'assurer de leur cohérence spatiale. De plus, pour la plupart des jeux, les données spectrales sont converties en réflectance à la surface. Cette conversion se fait à partir des mesures atmosphériques effectuées par MODIS (Masuoka, Fleig *et al.* 1998).

Le jeu de données *Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m* (MOD13Q1) contient des données spectrales qui ont été pré converties en réflectance à la surface. Il s'agit des bandes rouge, bleu, proche infrarouge et infrarouge moyen. Ce jeu de données, conçu pour l'observation de la végétation, contient ces quatre bandes spectrales ainsi que deux indices de végétation que l'on peut calculer à partir de ces bandes soit le NDVI et l'*Enhanced Vegetation Index* (EVI). Chaque jeu MOD13Q1 est un assemblage de seize jours d'images captées par le satellite Terra. Les images sont ainsi assemblées pour réduire le nombre de pixels obstrués par les nuages. En plus des données spectrales et des indices, des métadonnées exhaustives sont aussi fournies. Elles permettent notamment de savoir, pour chaque pixel, quelle est la qualité de ce dernier. La qualité des pixels est affectée par l'angle de visée du satellite, mais surtout par l'obstruction atmosphérique (Huete, Didan *et al.* 2002).



La qualité des données produites, leur accessibilité et l'aisance d'utilisation de celles-ci facilitée par leur prétraitement font de MODIS une source de premier plan pour les images à résolution spatiale modérées.

### **Bases de données globales**

Par leurs plus faibles résolutions spatiales et leurs plus fortes redondances temporelles, les images captées par les capteurs AVHRR, SPOT-Vegetation, MERIS et MODIS ont engendré un lot de produits cartographiques d'échelle continentale, voire globale. GlobCover, par exemple, est une carte globale de l'utilisation du sol telle qu'elle était aux environs de 2004 à 2006. Cette carte a une résolution de 300m et elle fut produite à partir de données captées par le capteur MERIS (Bicheron, Huc *et al.* 2005). Parallèlement, le programme MODIS distribue chaque trimestre un jeu de données à 500m et 1000m de résolution qui sont des classifications globales obtenues selon quatre méthodologies distinctes fondées sur des classifications par arbres décisionnels (Land Processes Distributed Active Archive Center 2009). En outre, les limites de ces jeux de données se révèlent à mesure que la zone d'étude se rétrécit, laissant du coup transparaître la généralité de ces produits, notamment le nombre et les catégories de classes qui peuvent empêcher l'observation de phénomènes propres à une région donnée. Par exemple, autant une forêt tropicale humide qu'une plantation de palmier à huile peuvent être classifiées comme une forêt de feuillus sempervirents.

Quoi qu'il en soit, les capteurs à résolution modérée peuvent être mis à profit dans des contextes régionaux plus restreints que continentaux. Dans le cas de Bornéo, les données SPOT-Végétation et MODIS ont déjà été mises à profit pour la production de documents cartographiques. SPOT-Vegetation a permis la production d'une série chronologique illustrant les changements dans le couvert forestier à Bornéo entre 2000 et 2006 (Bontemps et Defourny 2007). Les données MODIS ont, quant à elles, servi à produire deux classifications en onze classes couvrant toute l'île soit une pour l'année 2002 et une pour l'année 2005. Ces deux classifications ont été comparées dans le but de détecter

le changement dans l'utilisation des sols entre ces deux dates (Langner, Miettinen *et al.* 2007).

## Détection de changements

La démarche de Langner, Miettinen *et al.* (2007) est très intéressante, car elle permet non seulement de déterminer quelles parties de Bornéo ont subi des changements, mais en plus de connaître la nature de ces changements. Néanmoins, la production de deux ou plusieurs classifications est une tâche de grande envergure et la propagation d'erreurs est problématique quand on utilise des techniques de détection post-classification. En effet, ce type de démarche peut générer un grand nombre d'erreurs tant de commission que d'omission (Lu, Mausel *et al.* 2004). C'est encore pire lorsque les méthodes de classification ne sont pas les mêmes pour les deux dates. Pour cette raison, il serait peu judicieux de produire une nouvelle classification et de la comparer pixel par pixel avec l'une des leurs au même titre qu'il est vivement décommandé de tenter une détection du changement pixel par pixel entre NLCD 1992 et NLCD 2001, deux classifications qui n'ont pas été produites avec la même méthode (Homer, Dewitz *et al.* 2007).

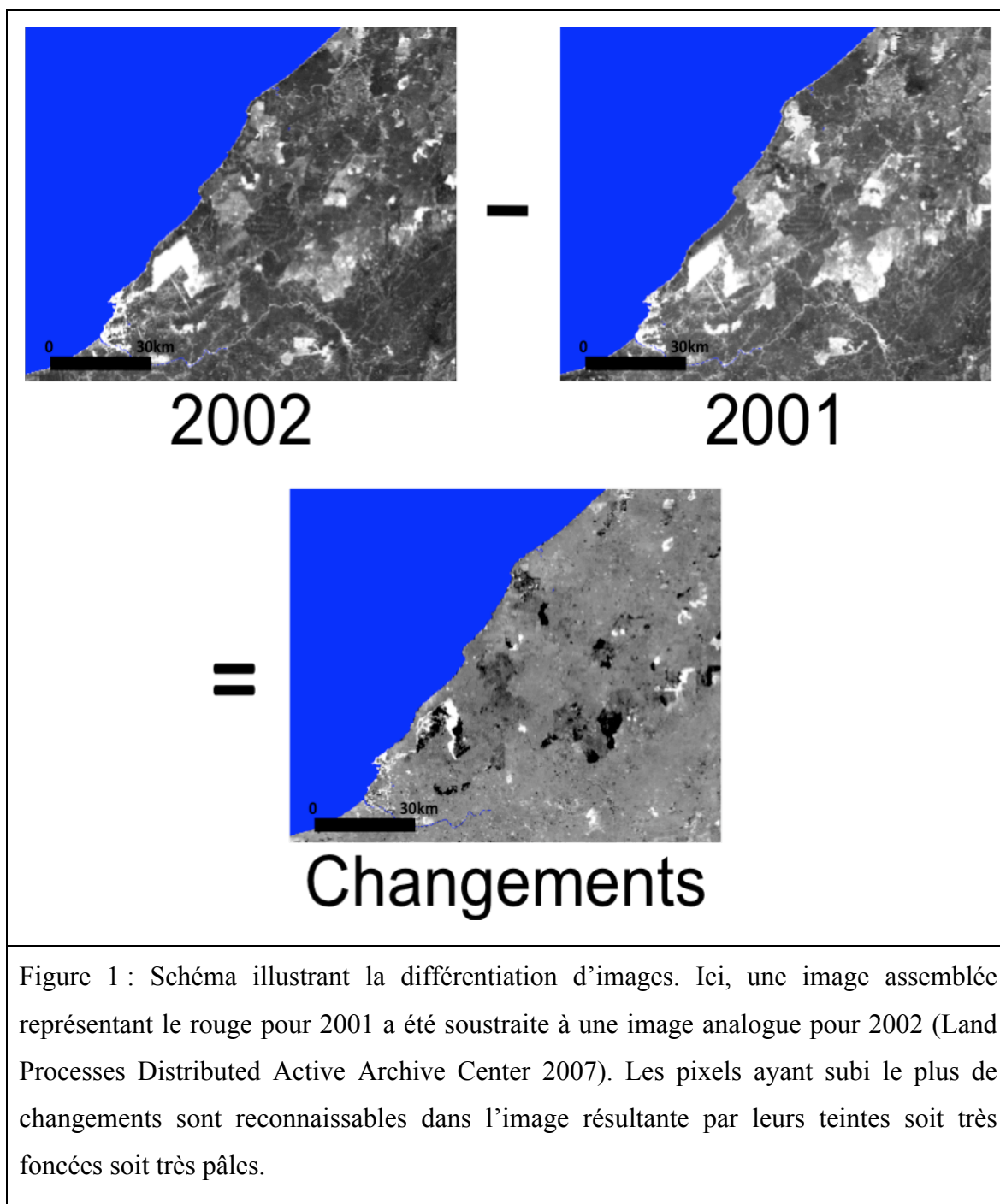
L'exhaustive revue de littérature de Lu, Mausel *et al.* (2004) souligne que les méthodes de détection de changement par comparaison post-classification sont parmi les méthodes les plus régulièrement utilisées. La revue souligne également que la différenciation d'images et l'analyse en composantes principales sont aussi très courantes. Certes, la détection de changement peut se faire par une variété de méthodes, mais aucune d'entre elles n'est universellement supérieure aux autres. Elles ont toutes leurs avantages et inconvénients et la méthode optimale dépend d'une variété de facteurs (Lu, Mausel *et al.* 2004).

La détection de changements par analyse en composantes principales consiste à sélectionner une bande (la bande rouge, par exemple) ou un indice (comme le NDVI) tiré d'une image faisant partie d'une série chronologique. On sélectionne cette couche pour chacune des images de la série puis on effectue une analyse en composante principale sur

celles-ci. L'analyse génère un certain nombre de couches, les composantes principales. Les premières illustrent les endroits ayant subi peu ou pas de changements. Apparaissent ensuite dans les composantes suivantes les zones ayant subi le plus de changements, puis celles ayant subi de moins en moins de changements. Cette méthode est intéressante dans la mesure où elle révèle une certaine gradation du changement. Par contre, les résultats sont difficiles à interpréter. De plus, les résultats ne montrent pas la succession temporelle des changements ni la nature de ceux-ci (Lu, Mausel *et al.* 2004).

### **Différenciation d'images**

La différenciation d'images est à la fois une méthode relativement simple et efficace, il est démontré à la Figure 1. Il s'agit de soustraire deux images prises chacune à une date distincte. Les images sources peuvent représenter une bande spectrale (la bande proche infrarouge, par exemple) ou un indice calculé à partir de plusieurs bandes spectrales (comme l'EVI). L'image issue de cette soustraction souligne les différences entre les deux membres; les pixels ayant subi peu ou pas de changements ont des valeurs proches de zéro tandis que les pixels ayant subi de forts changements ont des valeurs élevées, tant positives que négatives.



Ce qui pose le plus problème lorsque l'on utilise la différenciation d'images, c'est la sélection du seuil de détection. Lorsque l'on soustrait les deux images entre elles, la plupart des pixels de l'image résultante auront généralement des valeurs proches de zéro étant

donné que la majeure partie de l'image n'a habituellement pas subi de changements. Or, bien des pixels de l'image résultante ont une valeur proche de zéro sans pour autant avoir la valeur zéro. Quant aux pixels ayant des valeurs éloignées de zéro, ils représentent les pixels ayant subi des changements. En ce sens, il faut sélectionner un seuil de détection en deçà duquel les pixels sont considérés comme n'ayant subi aucun changement et au-delà duquel on considère qu'il y a bel et bien eu un changement (Lu, Mausel *et al.* 2004).

### **La différenciation d'images à Bornéo**

Les coupes de forêts sont une perturbation majeure de l'environnement. Quand elles ont lieu sur une superficie suffisamment grande, on peut les détecter sur les images satellites par la différenciation d'image. Nous effectuons cette différenciation à partir d'une série chronologique qui est en fait une succession d'images annuelles qui sont chacune le fruit de l'assemblage d'un an d'imagerie MODIS. Les coupes forestières sont facilement détectables lorsque l'on soustrait les valeurs de l'EVI pour deux années successives. Les valeurs très basses dans l'image résultante de la différenciation représentent les pixels où l'on retrouve du sol nouvellement à nu et dont la valeur de l'EVI est très faible par rapport aux surfaces qui étaient végétalisées. Il faut souligner que cette méthode permet une détection efficace des pertes de végétation. Cette perte de végétation est détectable tant que la surface déforestée ne s'est pas revégétalisée, soit de façon naturelle, ou suite à l'intervention humaine. Pour cette raison, si nous nous contentions de différencier des images de l'année 2000 des images de l'année 2009, nous détecterions presque uniquement des épisodes de déforestation étant survenus pendant ou peu de temps avant l'année 2009. C'est pourquoi il est nécessaire d'effectuer une succession de détections si l'on veut recenser l'intégralité de la déforestation pour la période de 2000 à 2009. En l'occurrence, nous procédons à neuf détections successives pour une période de dix ans.

## **Validation**

Pour déterminer le seuil de détection adéquat, une étape cruciale de notre démarche, nous devons utiliser des données de validation. La superficie de Bornéo et l'inaccessibilité de certaines régions de l'île font en sorte que les données de validation sont rares, mais elles ne sont pas inexistantes. Nous utiliserons les données très haute résolution disponibles gratuitement par l'entremise du logiciel *Google Earth* (Google Inc. 2010). Cette source de données peut servir à l'extraction aléatoire de points de validation servant à estimer la concordance entre les points chauds que nous détectons à partir des données MODIS et des événements de déforestation, ou l'absence de tels événements, observables à mêmes les images *Google Earth*. La gratuité de cette source de données nous évite l'achat de données comparables dont le coût serait trop prohibitif pour notre projet (Knorn, Rabe *et al.* 2009).

## **La détection de points chauds de déforestation et de dégradation des forêts à Bornéo**

Notre projet consiste à produire une série chronologique des points chauds de déforestation et de dégradation des forêts pour l'ensemble de l'île de Bornéo de 2000 à 2009. Les images MODIS sont la principale source de données que nous avons utilisé. Leur forte redondance temporelle nous a permis l'assemblage d'images annuelles dépourvues de nuage. Nous avons soustrait ces images entre elles de façon à détecter les changements d'utilisation du sol d'une année à l'autre. Pour détecter les points chauds de déforestation et de dégradation des forêts, nous avons appliqué un seuil de détection de changements. La détermination de ce seuil se fonde sur des données de validation à résolution spatiale élevée qui proviennent du logiciel *Google Earth*. La méthodologie que nous avons développée, tout comme l'utilisation possible de celle-ci, sont abordées dans deux articles qui forment le deuxième et troisième chapitre de ce mémoire.

## Premier article

### Présentation de l'article

Le premier article de ce mémoire présente notre projet dans le contexte de *Reducing Emissions from Deforestation and Degradation plus* (REDD-plus). REDD-plus est succinctement décrit. L'importance réciproque de REDD-plus pour Bornéo vient ensuite expliquer nos motivations. Les spécificités de Bornéo influençant notre approche méthodologique sont soulignées et l'essence de cette dernière est présentée. Nous concluons l'article en décrivant le rôle que sera appelé à jouer la cartographie de points chauds au sein d'une démarche cohérente et réalisable de surveillance des forêts lors de la mise en œuvre de REDD-plus.

### Accord du coauteur

Cet article a été rédigé conjointement par Alexis Dorais, premier auteur, et Rodolphe De Koninck. L'article a été soumis pour publication à la revue Mappemonde. La version finale publiée de l'article est accessible à cette adresse: <http://mappemonde.mgm.fr/num30/articles/art11203.html>.

À titre de coauteur, j'autorise Alexis Dorais à publier l'article « Mesurer l'évolution des stocks forestiers de carbone: un véritable défi à Bornéo » dans son mémoire de maîtrise.



Rodolphe De Koninck

Date

## **Mesurer l'évolution des stocks forestiers de carbone: un véritable défi à Bornéo**

Alexis Dorais et Rodolphe De Koninck<sup>1</sup>

### **La réduction des émissions de GES causées par la destruction des forêts**

Le recours aux combustibles fossiles est la principale source anthropique d'émission de méthane et de dioxyde de carbone, les deux gaz à effets de serre qui contribuent le plus aux changements climatiques. Vient ensuite la déforestation, qui inclut la combustion de biomasse qui lui est associée (Solomon, Qin *et al.* 2008). Selon le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), la réduction de la déforestation représente la méthode la plus efficace et immédiate de réduction des émissions de CO<sub>2</sub> (Nabuurs, Masera *et al.* 2007). Ainsi, les politiques de réduction des changements climatiques devraient tenir compte de la nécessité de ralentir tant la déforestation que la dégradation des forêts. C'est pourquoi la Papouasie-Nouvelle-Guinée et le Costa-Rica proposèrent en 2005, lors de la onzième conférence des parties à la convention climat, d'établir un mécanisme pour réduire les émissions résultant de la déforestation dans les pays en développement, mécanisme alors désigné *Reducing Emissions from Deforestation* (RED). Appuyée par de nombreux États (Coalition for Rainforest Nations 2005), cette proposition a depuis été élargie afin d'inclure la dégradation des forêts, le mécanisme étant cette fois désigné *Reducing Emissions from Deforestation and Degradation* (REDD) (Coalition for Rainforest Nations 2005; Parker, Mitchell *et al.* 2008). REDD est toujours

---

<sup>1</sup> Respectivement candidat au diplôme de maîtrise et professeur titulaire au département de géographie de l'Université de Montréal. Ce travail s'inscrit dans le cadre d'un programme de recherches appuyé par le Conseil de recherches en sciences humaines du Canada. Les auteurs tiennent à remercier le Conseil ainsi que Jeff Cardille, Stéphane Bernard, Marc Girard, Luke Southwell et Vincent Chai.



embryonnaire, mais une étape importante a été franchie en 2007 à Bali. Adopté lors de la treizième conférence des parties à la convention du climat, le Plan d'action de Bali inclut un premier accord convenu entre les parties à la convention du climat concernant REDD. De plus, il en élargit les objectifs, en y ajoutant ceux de conservation, de gestion durable et d'amélioration des stocks de carbone. En référence à ces ajouts, on parle désormais de REDD-plus (Lang ; UNFCCC 2008). En décembre 2009, l'Accord de Copenhague va encore plus loin que le plan d'action de Bali. On y spécifie, notamment, que les mécanismes de financement pour REDD-plus, ainsi que pour d'autres initiatives visant à réduire les émissions en protégeant les forêts, doivent être mis en place immédiatement. Pour le financement de ces activités, devant être assuré par les pays développés, on avance même des chiffres: 30 milliards de dollars américains pour la seule période de 2010 à 2012, et 100 milliards de dollars américains d'ici 2020 (UNFCCC 2009).

La mise en place de systèmes et de moyens de surveillance des forêts et de mesure des stocks de carbone est essentielle au fonctionnement de REDD-plus. C'est grâce à de tels moyens qu'on pourra évaluer, au fil du temps, l'efficacité de REDD-plus. De ce fait, on pourra s'assurer que l'argent investi dans REDD-plus porte ses fruits. La télédétection jouera un rôle prépondérant au sein de ces systèmes qui permettront tant de surveiller les variations de la superficie des forêts que de mesurer l'évolution des stocks de carbone (DeFries, Asner *et al.* 2005; Holmgren 2008). Il faut comprendre que si la superficie des forêts est un facteur important à considérer, leur qualité, mesurable notamment par leur densité en carbone, l'est également.

Les systèmes de surveillance devront permettre un suivi à l'échelle nationale, voire même globale, qui sera nécessaire pour éviter les fuites. Ces dernières désignent un déplacement des activités portant préjudice aux forêts d'une zone protégée par REDD-plus vers d'autres régions. En outre, REDD-plus sera lui-même une source de ces éventuels déplacements. En effet, la désignation de zones protégées incitera les entreprises concernées à déplacer leurs activités vers des zones non protégées. De plus, en freinant la déforestation, REDD-plus risque de diminuer l'offre de produits découlant de façon directe

ou indirecte de la déforestation que sont, par exemple, le bois d'œuvre ou encore le bétail élevé sur les aires conquises sur la forêt. L'éventuelle rareté de ces marchandises pourrait rendre encore plus rentable les activités qui engendrent la déforestation et ainsi générer des fuites tant à l'intérieur même des pays concernés par REDD-plus qu'ailleurs dans le monde, d'où la nécessité de surveiller les fuites à l'échelle globale, et ainsi de vérifier l'efficacité réelle de REDD-plus (DeFries, Achard *et al.* 2007; Mollicone, Achard *et al.* 2007; Karsenty, Sembres *et al.* 2010).

Tout cela souligne l'ancrage international dont REDD-plus doit disposer pour atteindre ses objectifs. Inversement, sa mise en œuvre doit se réaliser à une échelle nationale, voire infra nationale. C'est notamment le cas des systèmes de surveillance et de mesure. En effet, les capacités actuelles à mettre en place de tels systèmes diffèrent entre les pays participant à REDD-plus. Le savoir-faire, les capacités techniques et les données traitées existantes varient entre eux. De plus, les caractéristiques géographiques propres à chaque pays font en sorte que des méthodologies adaptées doivent être développées (DeFries, Asner *et al.* 2005; DeFries, Achard *et al.* 2007; Holmgren 2008).

## **Le cas de Bornéo**

Au cœur de l'Asie du Sud-Est et chevauchant l'équateur, l'île de Bornéo s'étend sur près de 750 000 km<sup>2</sup> (Figure 2). Partagée entre trois pays, en particulier et surtout la Malaysia et l'Indonésie – entièrement incrusté dans le versant nord de l'île, le petit sultanat du Brunei occupe moins de 8% du territoire total – l'île dispose de vastes forêts et tourbières, parmi les plus riches en carbone au monde, de tels réservoirs abritant une forte biodiversité (Padoch et Peluso 2003). De plus, les forêts de l'île sont habitées, de nombreuses communautés autochtones y étant établies, généralement en bordure des tout aussi nombreux cours d'eau qui drainent cette grande île équatoriale, abondamment arrosée (Rousseau 1990; Gupta 2005; Sercombe et Sellato 2007). Enfin et surtout, les forêts et tourbières de Bornéo, bien qu'elles couvrent encore plus de la moitié de l'île, font l'objet d'un net recul lié à l'activité humaine, l'exploitation forestière et la culture à très grande échelle de l'huile de palme étant largement en cause, sur les versants tant malaysien

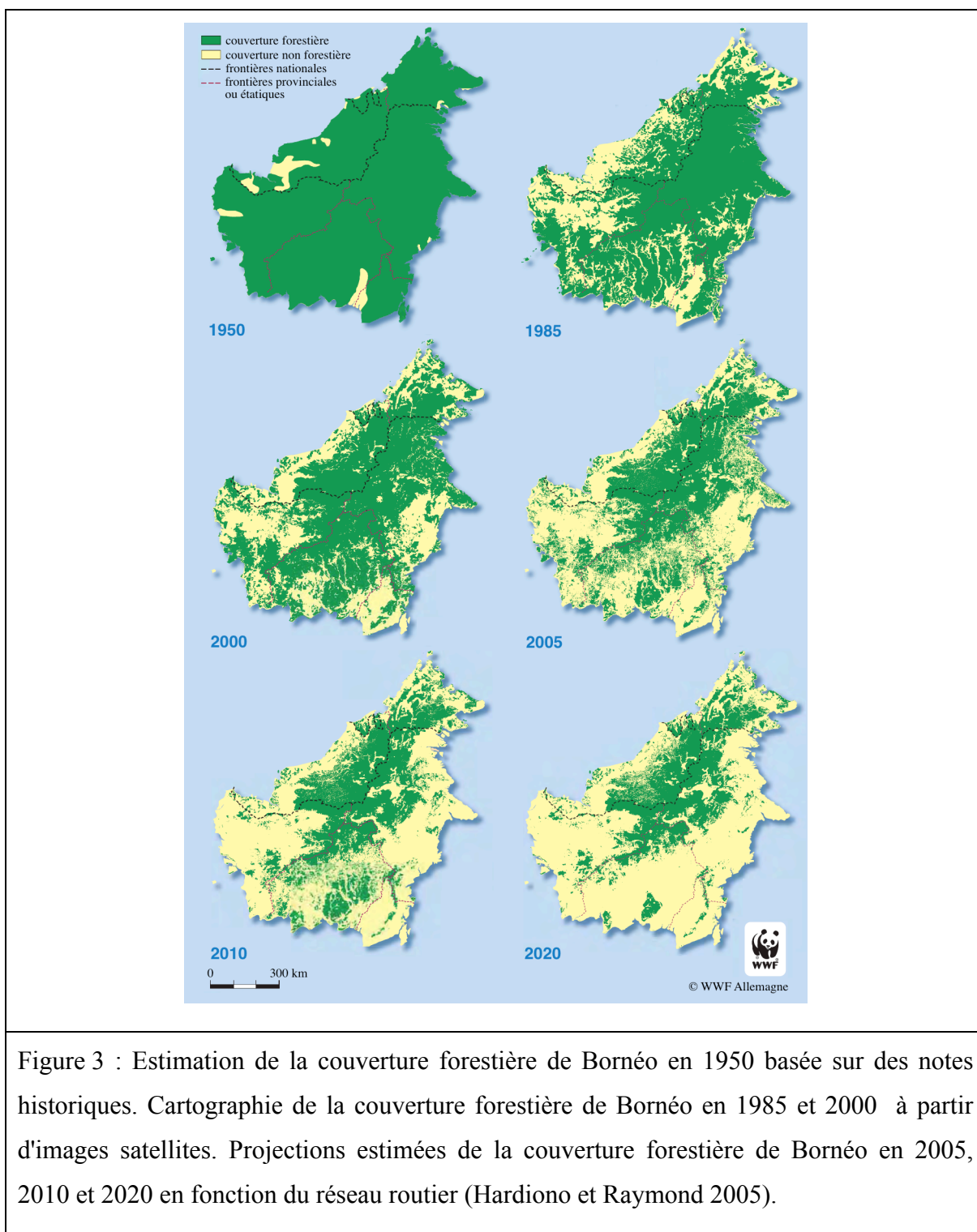
qu'indonésien de l'île (De Koninck, Bernard *et al.* 2010). Tous ces facteurs font de Bornéo un territoire quasi idéal pour REDD-plus (Kitayama, Darmawan *et al.* 2009). À cet effet, des initiatives ont commencé à prendre forme du côté indonésien de l'île. Par exemple, le *Kalimantan Forest and Climate Partnership*, le fruit d'une association entre les gouvernements australiens et indonésiens, vise notamment à démontrer comment des initiatives REDD-plus d'envergures peuvent prendre forme. Une partie des 30 millions de dollars que l'Australie s'est engagée à investir servira au développement de méthodes de mesures des stocks de carbone forestier (Downer et Wirajuda 2008; International Forest Carbon Initiative 2009).

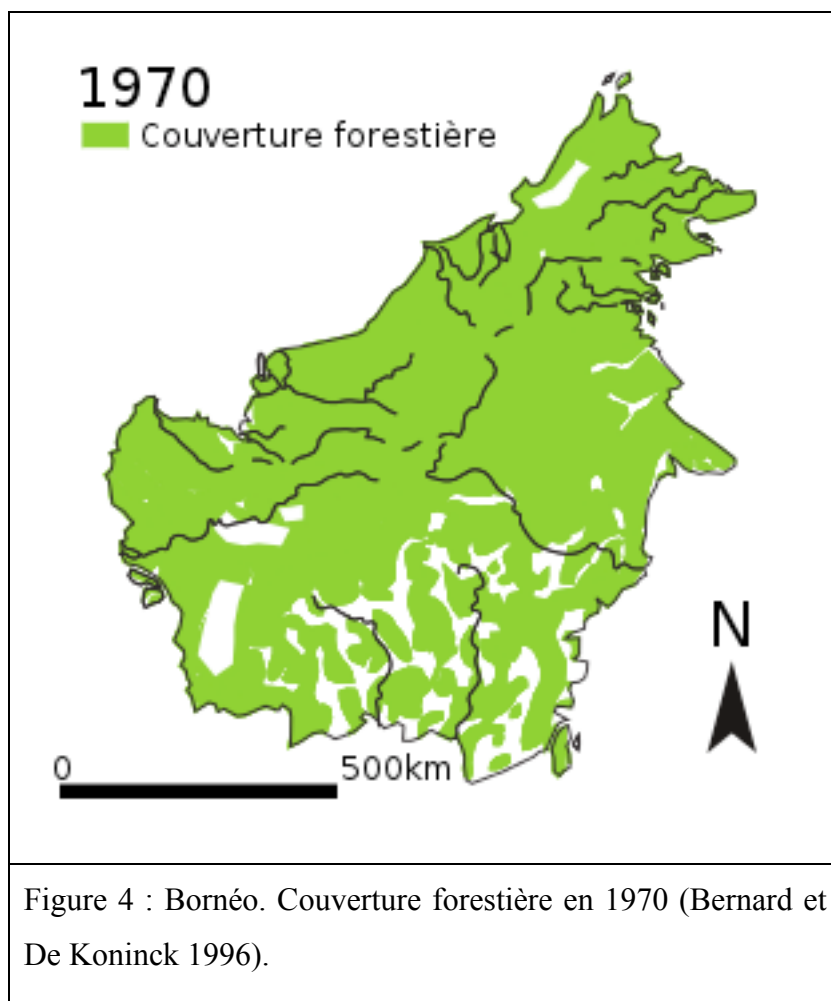


Figure 2 : Bornéo au cœur de l'Asie du Sud-Est (Girard 2010).

## **La cartographie de la végétation à Bornéo**

La WWF a produit une collection de cartes, dont une série illustrant la couverture forestière pour les années 1900, 1950, 1985 et 2000 ainsi que des projections pour 2005, 2010 et 2020 (Figure 3). Ces cartes ont été produites avant tout afin de sensibiliser un public non scientifique à l'ampleur et au rythme rapide de la déforestation de l'île. Leur usage dans un contexte scientifique est très limité, d'autant plus que seules les cartes de 1985 et 2000 sont basées sur de l'imagerie Landsat, les cartes antérieures l'étant plutôt sur des archives et les subséquentes étant des projections (Hardiono et Raymond 2005; International Forest Carbon Initiative 2009).

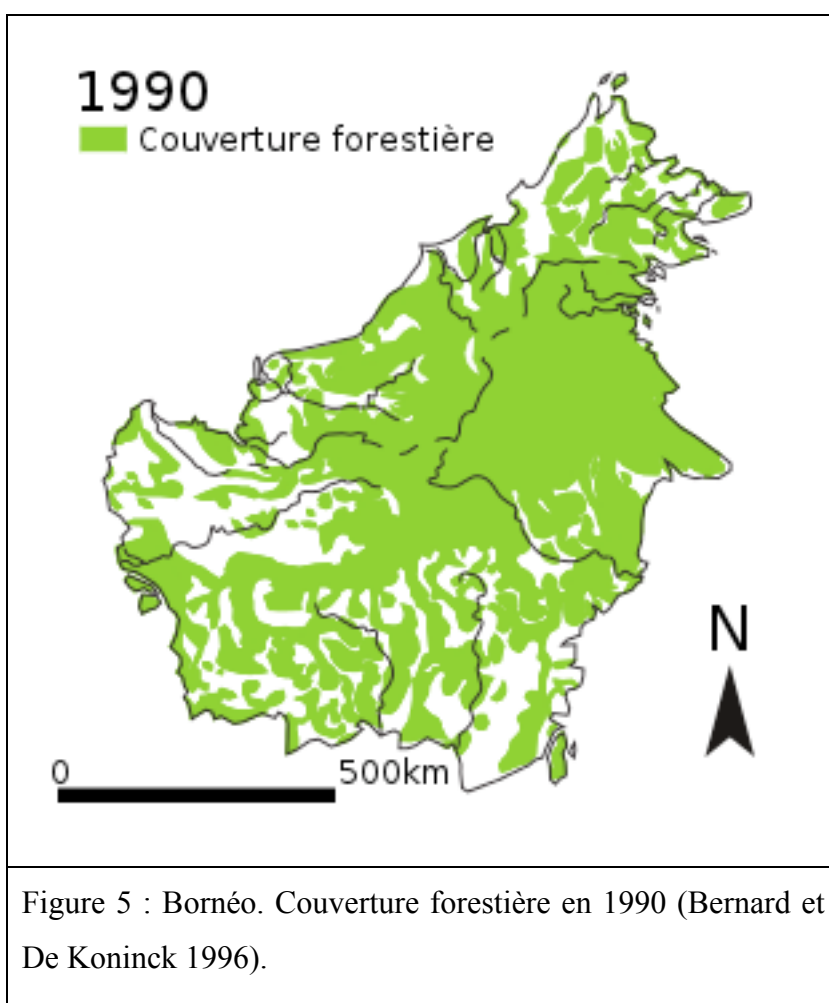




Produire des cartes de couverture forestière à partir de documents cartographiques existants présente certains avantages sur l'utilisation d'images satellite. Les contraintes associées à l'utilisation de l'imagerie satellite, l'abondance de nuages et d'aérosols notamment, sont évitées. De plus, et ce surtout lorsque l'on tente de représenter la couverture forestière pour les décennies passées, on évite de se heurter à une

pénurie de données due à la rareté des satellites d'observation de la terre ainsi qu'aux capacités de réception, de traitement et de stockage de données qui étaient bien moindres à l'époque. En contrepartie, l'utilisation de documents cartographiques sous-entend généralement que l'on recoupe des cartes de sources diverses qui sont le fruit de méthodologies variées et inconsistantes. De plus, les classes représentées sur les cartes ne sont pas toujours les mêmes. Par exemple, une source de données peut subdiviser les forêts en cinq classes différentes, tandis qu'une autre peut se contenter de deux classes. De plus, il arrive que différentes sources de données se contredisent. Il est alors difficile de déterminer quelle source est la plus valide. Bernard et De Koninck (1996) ont produit deux cartes de la

couverture forestière de l'Asie du Sud-Est à partir de données d'archives. L'une de ces cartes représente la couverture forestière telle qu'elle était en 1970 et l'autre telle qu'elle était en 1990. Les sections de ces cartes couvrant Bornéo sont reproduites ici (Figure 4 et figure 5). Ces cartes ont été produites à partir de plusieurs sources, dont des cartes d'atlas, qui sont elles mêmes produites à partir de sources multiples telles des cartes forestières ou d'occupation des sols de sources gouvernementales (Collins 1990; deBernard et De Koninck 1996).



Le travail de Langner, Seigert *et al.* (2007) dresse un portrait plus récent, plus rigoureux et plus complet de l'évolution des forêts de Bornéo. Ces chercheurs ont produit deux cartes de utilisation du sol de Bornéo, l'une pour 2002 et l'autre pour 2005. Onze catégories d'utilisation du sol sont représentées sur ces cartes. Celles-ci, le fruit d'une classification non supervisée de données MODIS, ont été comparées de façon à

illustrer le recul de la forêt entre les deux dates (Langner, Miettinen *et al.* 2007).

La démarche de Langner, Seigert *et al.* (2007) tient compte des défis techniques spécifiques à leur zone d'étude. Ces défis devront être pris en considération lors de la mise

en place puis l'activation des moyens et systèmes de surveillance de REDD-plus. En fait, les limites des images satellites sont vite atteintes à Bornéo, surtout, en raison de la nature des conditions atmosphériques propres à l'île. D'une part, Bornéo est abondamment arrosée, de grandes portions de l'île recevant en moyenne jusqu'à huit millimètres de pluie par jour, un chiffre exceptionnellement élevé (NOAA 1997). En outre, ces précipitations, tout comme la nébulosité qui les accompagne, prévalent toute l'année. Il n'y a pas donc pas de saison de mousson pluvieuse exceptionnelle à laquelle succéderait une période de sécheresse propice à l'acquisition des images. À vrai dire, les mois de mai, juin et août sont quand même plus secs, mais, pendant cette période, des forêts entières sont mises à feu, tant par les populations autochtones pratiquant l'agriculture sur brûlis que par des forestiers pressés de faire de la place pour planter des palmiers à huile (Langner, Miettinen *et al.* 2007). Il en résulte une forte contamination atmosphérique qui compense pour la réduction de la nébulosité.



Cela dit, des techniques d'assemblage d'images acquises à différentes dates permettent de pallier aux contraintes atmosphériques (Cihlar 2000; Vancutsem, Pekel *et al.* 2007). Un grand nombre d'images est cependant requis afin d'obtenir une couverture adéquate. Or, les satellites dont les capteurs ont une résolution spatiale moyenne comme Landsat n'ont pas une redondance temporelle suffisante pour permettre l'assemblage d'images. En vérité, pour un territoire fortement ennuagé comme Bornéo, la plage temporelle requise pour obtenir une couverture spatiale adéquate par assemblage d'images à partir de ce type de capteurs est si large que le produit final serait incohérent et ne permettrait pas le suivi de l'évolution de l'utilisation du sol. Dans le cas de Landsat 7, dont l'archive est disponible gratuitement dans son intégralité, le problème est exacerbé par la défaillance du *Scan Line Corrector* qui fait en sorte que près du quart de chaque image est inutilisable (DeFries, Asner *et al.* 2005). Quant à Landsat 5, les images couvrant notre zone d'étude ne sont pas disponibles pour des raisons techniques.<sup>2</sup>

Il faut donc avoir recours à des images dont la redondance temporelle est plus élevée. Ainsi, on peut se contenter d'une plage de temps plus restreinte pour assembler une image multi temporelle adéquate. Or, la redondance temporelle est inversement proportionnelle à la résolution spatiale des capteurs (Cihlar 2000).

En utilisant des images à résolution plus grossière, on réduit le volume de données à traiter. Ceci s'avère être un atout quand la zone d'étude est très vaste, comme c'est le cas avec Bornéo. En contrepartie, il devient alors impossible de faire une cartographie précise

---

<sup>2</sup> Le satellite Landsat 5, en orbite depuis 1984 et toujours fonctionnel malgré sa vie utile prévue de trois ans, ne dispose pas de capacité de stockage et doit donc retransmettre en direct les images qu'il acquiert. Une antenne localisée en Thaïlande permet l'acquisition d'images de Bornéo à partir de Landsat 5, mais nous n'avons pas accès à la base de données thaïlandaise.

de la végétation avec de telles données. Par contre, il est possible de détecter des perturbations importantes du couvert végétal, comme des coupes sur de vastes superficies, mais également de localiser des points chauds. Un point chaud désigne un endroit où l'on soupçonne une perturbation du couvert végétal, par exemple la déforestation d'une portion de territoire ou une dégradation due à une coupe sélective. Il est cependant impossible de déterminer avec exactitude si les points chauds détectés correspondent à de réelles perturbations du couvert végétal à partir de données à résolution grossière. Néanmoins, une cartographie des points chauds permet de cibler des investigations plus approfondies bien que plus onéreuses effectuées à partir d'images à résolution plus élevée ou grâce à une vérification *in situ* (DeFries, Asner *et al.* 2005; DeFries, Achard *et al.* 2006; DeFries, Achard *et al.* 2007). Ainsi, l'utilisation des images satellite de résolution grossière permet à la fois de réduire les coûts et contourner les problèmes de nébulosité persistante qui affectent certaines régions du globe.

Dans ce contexte, nous avons produit une série temporelle illustrant de probables perturbations annuelles du couvert végétal, les points chauds en quelque sorte, pour l'ensemble de la grande île de Bornéo, entre 2000 et 2009.

## **Le projet MODIS**

Nous avons utilisé la différenciation d'images pour détecter d'éventuels reculs forestiers. Cela a nécessité l'assemblage préalable d'une série d'images multi temporelles à différencier les unes des autres. Nous avons donc produit dix images représentant l'ensemble de Bornéo à partir des jeux MOD13Q1. Chacune de ces images est le fruit de l'assemblage d'un an de données MODIS. Certes, les données des jeux utilisés pour produire cette série chronologique sont déjà corrigées de façon à minimiser l'absorption et la dispersion atmosphériques. Cependant, des reliquats issus du processus de correction atmosphérique affectent les images résultantes. En ce qui concerne les jeux de données MOD13Q1, ces reliquats sont surtout perceptibles dans les bandes bleue et rouge ainsi que pour l'indice NDVI. En revanche, l'indice EVI est beaucoup moins affecté par ce problème. De plus, comparativement au NDVI, l'EVI est moins sujet à saturation dans les

environnements ayant une biomasse élevée, telles les forêts pluviales. Pour ces raisons, une différenciation d'images représentant l'EVI est donc moins à risque de générer des résultats erronés dans le contexte de Bornéo qu'une différenciation de la bande rouge ou du NDVI, tous deux également propices à la détection des disparitions de couvert végétal (Lu, Mausel *et al.* 2004).

Nous avons donc assemblé dix images de l'EVI dont chacune est le fruit de l'assemblage d'un an d'imagerie MODIS. Nous avons ensuite soustrait chacune de ces images assemblées de l'image de l'année précédente pour produire une nouvelle série de neuf images représentant les différences annuelles de l'EVI de 2000 à 2009. Les valeurs négatives de cette dernière série d'images différenciées représentent une baisse de la valeur de l'EVI d'une année à la suivante pouvant correspondre à une diminution ou une disparition du couvert végétal pour les pixels concernés.

Néanmoins, toute diminution de l'EVI d'une année à la suivante ne correspond pas nécessairement à une diminution de la végétation. En effet, plusieurs facteurs font fluctuer l'EVI tels le niveau de la nappe phréatique ou les facteurs climatiques comme les précipitations et l'ensoleillement. Si les valeurs fortement négatives des images différenciées correspondent généralement à une réelle perte de végétation, les valeurs plus proches de zéro ne traduisent généralement pas de pertes sensibles. Il importe donc de déterminer un seuil en deçà duquel on considère qu'une disparition ou une dégradation a probablement lieu et au-delà duquel on considère que la végétation est restée intacte ou s'est étendue.

Au lieu de procéder par essais et erreurs, nous avons favorisé une méthode d'estimation automatique du seuil de détection. À cet effet, les données à haute résolution disponibles par l'entremise du logiciel *Google Earth* ont été mises à profit. La résolution spatiale de ces images est si grande que l'on peut aisément interpréter visuellement l'utilisation du sol. Dans un premier temps, nous avons digitalisé les zones couvertes par les images à haute résolution à même *Google Earth*. Ensuite, nous avons fait un échantillonnage aléatoire de ces zones couvertes dont l'unité d'échantillonnage est

l'équivalent d'un pixel de nos images MODIS différenciées. En stratifiant notre échantillonnage, nous nous sommes assurés d'inclure un nombre suffisant de pixels ayant des valeurs sensiblement négatives pour au moins une des images différenciées, de façon à échantillonner un nombre suffisant de pixels ayant subi une perte de couvert végétal. Les pixels échantillonnés ont été répertoriés dans une base de données. Nous avons ensuite inspecté visuellement les échantillons dans *Google Earth* et nous avons classé les échantillons dans trois catégories, soit les pixels où l'on discerne des indices fiables d'une coupe récente de la végétation, les pixels qui représentent une forêt intacte ou une plantation de palmier mature et finalement les autres pixels. Dans cette dernière catégorie, nous avons placé les pixels représentant différents types d'occupation agricole, les milieux humides, les pixels voilés par les nuages et les pixels difficiles à interpréter. Cette catégorie d'échantillons n'a pas été utilisée pour l'estimation du seuil de détection.

Dans la base de données, nous avons également associé des années aux pixels des deux premières catégories. Aux pixels où nous avons observé une coupe récente de la végétation, nous avons associé l'année de l'acquisition de l'image *Google Earth*. Nous avons associé l'année précédant l'année l'acquisition de l'image aux pixels illustrant une forêt intacte ou une plantation mature. Cette base de données de validation a été utilisée pour valider des détections de diminution de couvert végétal dont le seuil est automatiquement ajusté par l'outil *PEST*.

Le logiciel *PEST* sert à l'estimation automatique de paramètres d'un modèle de manière itérative, de façon à ce que les résultats s'accordent le plus possible avec des observations (Clemo, Christensen *et al.* 2010). En ce qui nous concerne, le paramètre à estimer est le seuil de détection et les observations sont les échantillons de notre base de données de validation.

Les données à haute résolution de *Google Earth* ne permettent pas de connaître la date précise d'un événement se traduisant par une diminution du couvert végétal. Cependant, elles nous permettent d'identifier pour nos échantillons des périodes où l'on

devrait détecter un tel événement ou, inversement, des périodes où l'on devrait n'en détecter aucun.

L'outil *PEST* permet de mettre des poids sur les observations. Ainsi, on peut choisir d'accorder plus de poids aux échantillons représentant des forêts intactes et des plantations matures ou, à l'inverse, on peut en accorder plus aux disparitions de couvert végétal. Dans ce deuxième cas, le seuil de détection final sera plus élevé que dans le premier. Comme le montre la figure 6, un seuil de détection plus élevé augmente le nombre de points chauds cartographiés. Certes, plusieurs de ces points chauds sont des faux positifs, c'est-à-dire que l'on identifie des pixels comme étant des points chauds alors qu'il n'y a pas eu de dégradation de la végétation à ces endroits. Néanmoins, comme le soulignent les différences entre les figures 6 c et 6 d, un seuil élevé permet d'identifier des points chauds qui correspondent à des perturbations qui affectent une superficie plus petite qu'un pixel. Ainsi, bien que la résolution de nos données soit relativement grossière, elle nous permet tout de même de détecter des phénomènes comme des coupes sélectives.

La cartographie des points chauds permet l'identification des secteurs ayant possiblement fait l'objet d'une déforestation ou d'une dégradation du couvert forestier pour éventuellement effectuer une évaluation plus précise des processus en cause (Figure 7) (DeFries, Asner *et al.* 2005; DeFries, Achard *et al.* 2007). Par conséquent, il est préférable d'accorder plus de poids aux échantillons représentant des diminutions du couvert végétal de façon à inclure un maximum de régions touchées par la déforestation et la dégradation, y compris les secteurs subissant des dégradations sur de petites superficies, comme celles où l'on pratique des coupes sélectives. Étant donné la complexité et la taille de notre zone d'étude ainsi que la résolution spatiale de nos données, notre démarche ne peut servir à elle seule à évaluer de façon précise le recul forestier. Néanmoins, elle permet de cibler des régions ayant de fortes probabilités d'avoir subi une dégradation du couvert végétal et ainsi de restreindre considérablement l'étendue des territoires devant faire l'objet d'analyses ultérieures plus précises. Au total, la cartographie des points chauds s'intègre bien dans les

systèmes de surveillance et de mesure nécessaires à REDD-plus en permettant de réduire les investissements en temps, argent et ressources humaines (DeFries, Asner *et al.* 2005).

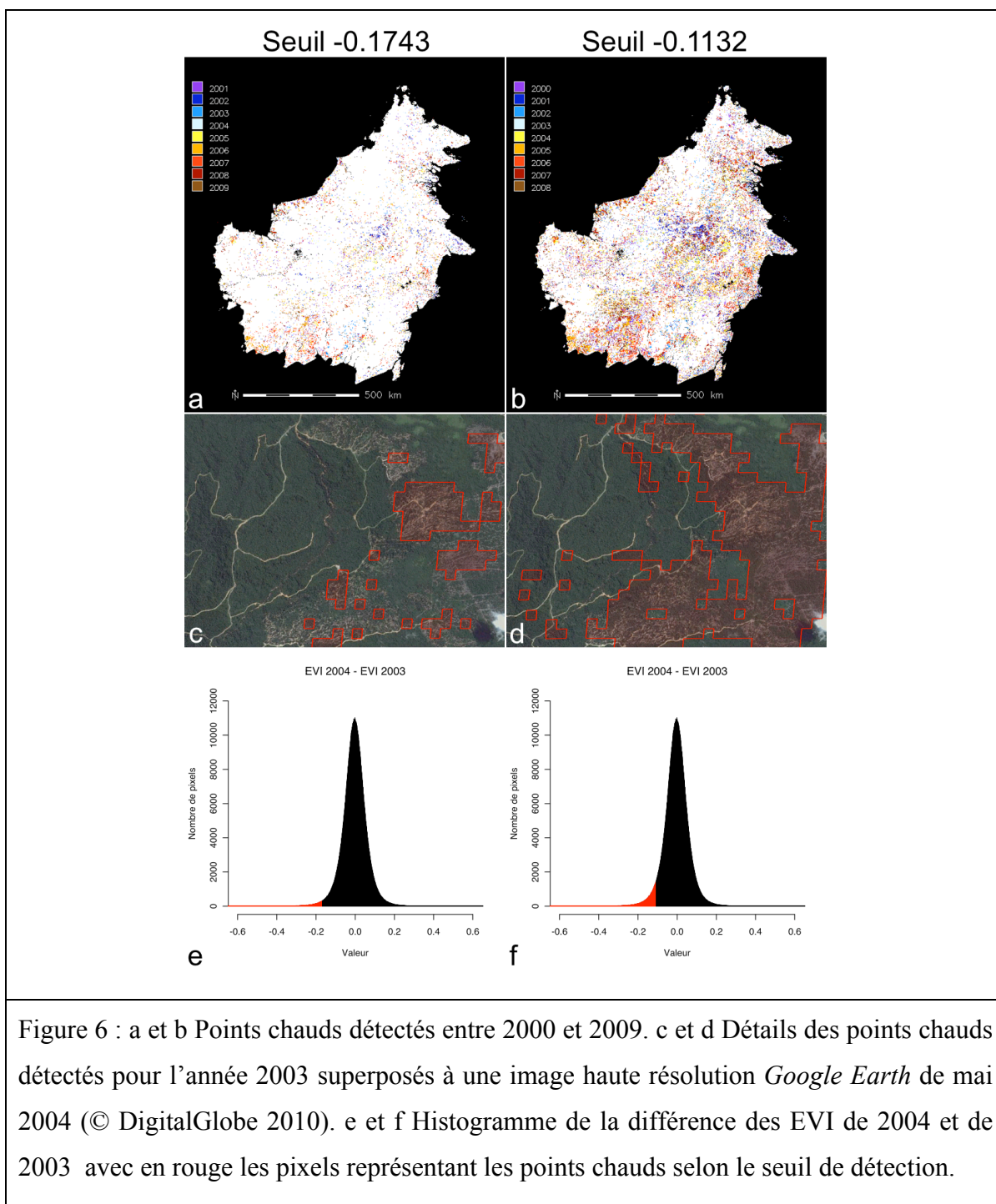


Figure 6 : a et b Points chauds détectés entre 2000 et 2009. c et d Détails des points chauds détectés pour l'année 2003 superposés à une image haute résolution *Google Earth* de mai 2004 (© DigitalGlobe 2010). e et f Histogramme de la différence des EVI de 2004 et de 2003 avec en rouge les pixels représentant les points chauds selon le seuil de détection.

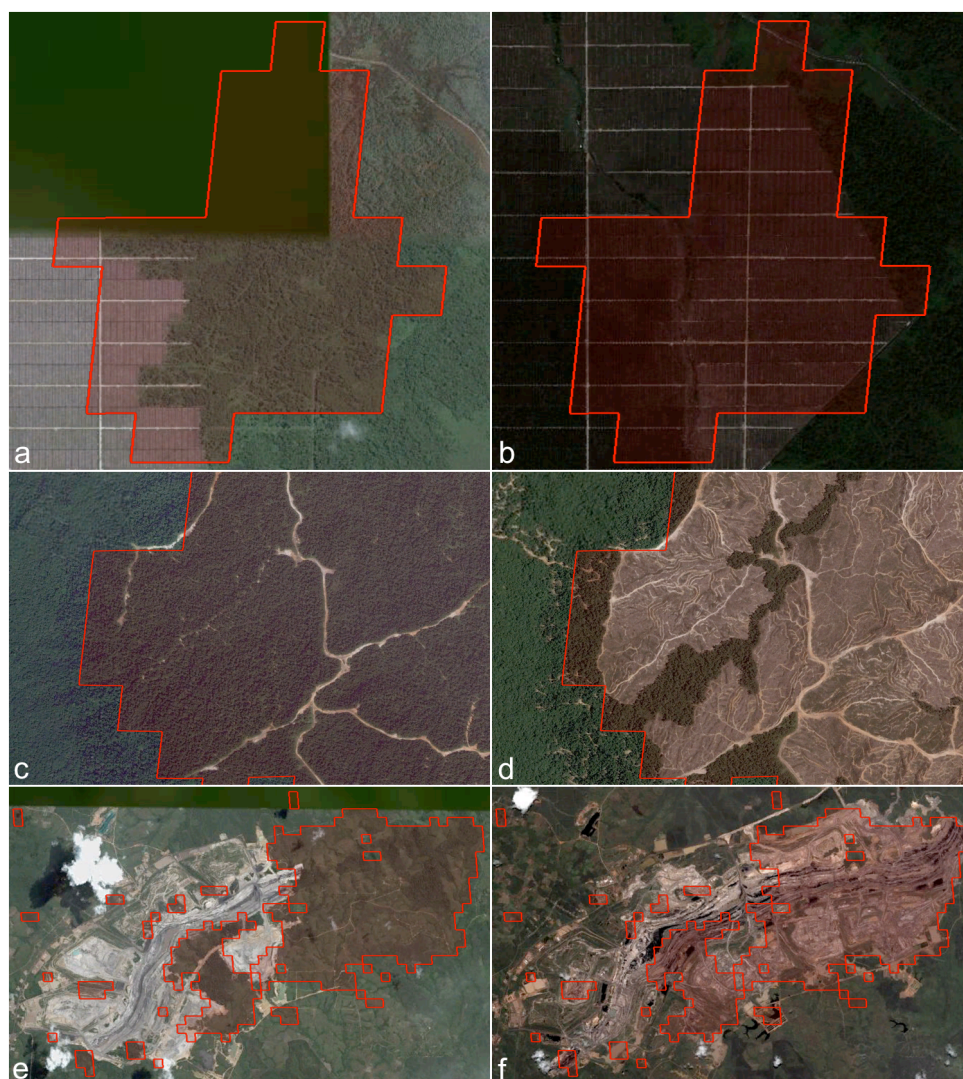


Figure 7 : a et b Superposition de points chauds détectés en 2007 sur une image haute résolution *Google Earth* de 2004 (a) et de 2009 (b). c et d Superposition de points chauds détectés en 2004 sur une image haute résolution *Google Earth* de 2003 (c) et de 2005 (d). e et f Superposition de points chauds détectés en 2005, 2006, 2007 et 2008 sur une image haute résolution *Google Earth* de 2004 (e) et de 2009 (f). (a, c, d, e et f © DigitalGlobe 2010, b © GeoEye 2010)

## Limites

La série de points chauds produite à ses limites. D'une part, l'utilisation de l'EVI pour détecter de potentielles instances de déforestation et de dégradation de forêts peut être à la source de faux positifs. Ce problème est dû au fait que l'EVI d'une surface végétalisée peut varier sans pour autant qu'il y ait eu de dégradation de la végétation, ce qui est surtout le cas de certains types d'occupation du sol, tels les mangroves, marécages et tourbières. Cela résulte du fait qu'une variation dans le niveau de la nappe phréatique affecte sensiblement l'EVI. Par exemple, quand la nappe est basse, la végétation se dessèche et jaunit ce qui se traduit par une forte baisse de l'EVI. Or, c'est en détectant les baisses d'EVI que nous identifions les points chauds. Par contre, en milieu humide, un jaunissement de la végétation dû à une baisse du niveau de la nappe phréatique ne témoigne pas nécessairement d'une dégradation de la végétation.

Les zones agricoles sont aussi problématiques pour des raisons analogues. En effet, de nombreuses pratiques agricoles engendrent des variations cycliques de l'EVI dues à la succession végétale, démarrant généralement par une mise à nue des sols cultivés, suivie d'une période de croissance de la plante où le volume de la biomasse s'accroît rapidement. Cela se manifeste par une augmentation constante de la valeur de l'EVI, jusqu'à la récolte qui fait chuter rapidement la valeur de l'indice.

La méthode d'assemblage des images a également ses failles. Vu la nébulosité élevée de l'île, il est impossible de produire une image assemblée de l'EVI pour la totalité du territoire. Il existe donc toujours, d'une année à l'autre, des parties de l'île où l'on ne peut détecter les points chauds.

La cartographie des points chauds va sûrement être un élément des systèmes de surveillance des forêts lors du déploiement de REDD-plus (DeFries, Asner *et al.* 2005; DeFries, Achard *et al.* 2007). Mais la production et l'utilisation des cartes annuelles de ces points chauds devront tenir compte de leurs limites.



## Conclusion

La détermination de la forme définitive que doit prendre REDD-plus suscite des dissensions au sein de la communauté internationale. Par contre, la nécessité de protéger les forêts dans le but de freiner les émissions de carbone responsable du réchauffement climatique fait consensus (UNFCCC 2009). Pour cette raison, des initiatives nationales et internationales comme REDD-plus se multiplient, la télédétection s'imposant comme un outil indispensable (DeFries, Asner *et al.* 2005; DeFries, Achard *et al.* 2006; DeFries, Achard *et al.* 2007; Mollicone, Achard *et al.* 2007; Holmgren 2008). L'envergure de REDD-plus suscite beaucoup d'engouement, notamment en ce qui concerne le développement des systèmes de surveillance des forêts et de mesure des stocks de carbone. À titre d'exemple, le programme UN-REDD, l'initiative onusienne dédiée à REDD-plus, a consacré 40% de ses fonds déjà investis, soit quelque 25 millions de dollars américains, au développement de tels systèmes (Holmgren 2010). La surveillance des forêts pluviales, largement visées par REDD-plus à cause de leur forte densité en carbone, est particulièrement difficile. La forte nébulosité qui les affecte, tout particulièrement à Bornéo, nécessite une utilisation judicieuse des technologies disponibles. Dans ce contexte, la série chronologique des points chauds de Bornéo que nous avons produite démontre l'utilité des données issues de capteurs à résolution grossière. Une telle série est avant tout un outil. Elle permet de mieux cibler les analyses plus précises et les vérifications qui sont nécessaires *in situ* pour un suivi fiable et transparent de l'évolution des forêts et stocks de carbone. Les données MODIS permettent le développement de protocoles de surveillance des forêts réalisables au plan tant logistique que financier. C'est pourquoi ce type de données, dont la redondance temporelle est élevée, tout comme le développement de méthodes en faisant usage, sont indispensables à la mise en œuvre de REDD-plus.

## Deuxième article

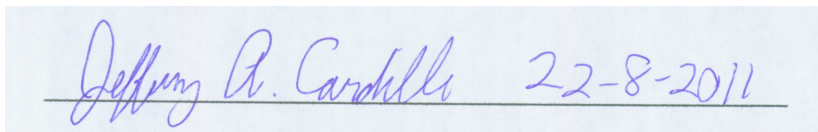
### Présentation de l'article

Le deuxième article de ce mémoire reprend la description méthodologique du premier article. Contrairement au premier article, qui s'adressait à un public plus général, ce deuxième article vise un public initié à la télédétection. Nous approfondissons donc la méthodologie que nous détaillons beaucoup plus.

### Accord du coauteur

Cet article a été rédigé conjointement par Alexis Dorais, premier auteur, et Jeffrey Cardille. L'article a été soumis pour publication à la revue *Remote Sensing*. La version finale publiée de l'article est accessible à cette adresse: <http://www.mdpi.com/2072-4292/3/6/1157/>.

À titre de coauteur, j'autorise Alexis Dorais à publier l'article « *Forest degradation and deforestation hotspots detection, a sensible approach to monitor the rainforests of Borneo* » dans son mémoire de maîtrise.

A rectangular box containing a handwritten signature in blue ink that reads "Jeffrey R. Cardille" followed by the date "22-8-2011".

Jeffrey Cardille

Date

# Strategies for incorporating high-resolution Google Earth databases to guide and validate classifications: understanding deforestation and forest degradation in Borneo

## Introduction

With the rapid worldwide increase in demand for palm oil and lumber, Borneo's rain forests are under heavy deforestation pressure (Cardille et Bennett 2010; DeFries, Rudel *et al.* 2010). The rate at which forests are being cut down (Malhi 2010) is such that policymakers at all levels are actively seeking solutions with a variety of approaches to the impending losses of this vital resource (Downer et Wirajuda 2008; Kitayama, Darmawan *et al.* 2009; UNFCCC 2009; Biermann 2010; Le Quéré, Canadell *et al.* 2010). The consequences of the extensive deforestation of Borneo are felt both at the local and global scale, and it is essential to acknowledge and understand the phenomenon through frequent and [efficient](#) monitoring.

The vast expanse of Borneo, the third largest island of the world, and the inaccessibility of many of its regions make remote sensing one of the few viable options for monitoring deforestation for the whole island. However, year-round abundant cloud cover presents a considerable challenge to remote sensing programs (DeFries, Achard *et al.* 2006). Large parts of a typical single remotely sensed image of the island are completely obscured by clouds. No single period of the year stands out as optimal for image acquisition: the island is one of the wettest parts of the world and it rains throughout the year. Although cloudiness diminishes in the drier months of May, June and July, fire-aided land clearing emits large amounts of haze creating atmospheric contaminants during that time (GPCP ; Langner, Miettinen *et al.* 2007). [These complicate assessments and need to be taken into account in studies of Borneo using remotely sensed data.](#)

We have developed strategies for employing high-resolution Google Earth (Google Inc. 2010) images as validation data, using them to construct a spatially explicit training

and testing database for Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) image classification. Although relatively rare in Borneo, the coverage of such images is rapidly increasing; unlike daily MODIS data, they are mostly cloud free and of a resolution high enough to easily distinguish land covers and land uses of many types. Yet because the images are captured at a wide variety of dates in this region, their use for validation data is not straightforward. These new techniques have allowed us to produce a time series of nine maps showing likely deforestation and forest degradation, as driven by the Google Earth and MODIS platforms. Each of the maps represents hotspots for an entire year, between year 2000 and 2009. The methodology employed to produce this time series demonstrates techniques that can be used to circumvent the obstacles that typically hinder systematic remote sensing in Borneo and other heavily clouded areas.

## Methods

### *MODIS Data and Annual Composites*

Image compositing techniques can help circumvent a persistent cloud cover (Cihlar 2000; Vancutsem, Pekel *et al.* 2007). Such techniques have indeed been used in the past to obtain suitable coverage of Borneo (Stibig, Beuchle *et al.* 2003; Bontemps et Defourny 2007; Langner, Miettinen *et al.* 2007). Since Borneo is highly affected by cloud cover, we needed a very high redundancy in our images as well as an extended compositing period.

Images acquired by the Terra satellite of the MODIS project are our main data source. For this work, MODIS presents several [useful characteristics](#). Firstly, Terra [completes a nearly full](#) coverage of the earth's surface daily (National Aeronautics and Space Administration). Second, [key vegetation indices were developed for cloud-free, atmospherically corrected, and nadir-adjusted vegetation maps](#) (Masuoka, Fleig *et al.* 1998; Huete, Didan *et al.* 2002). As a result, no additional calibration is needed prior to the compositing of the images. Finally, MODIS data is distributed in different datasets that are meant for specific uses. In our case, we use the Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m datasets (short name MOD13Q1).

The MOD13Q1 dataset is intended for the study of vegetation, thus it is well suited for our project. The dataset is comprised of twelve data layers. Two layers are vegetation indexes, the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and the Enhanced Vegetation Index (EVI). Four layers are spectral bands, namely the red, near infrared, blue and mid infrared bands, the value of which represents surface reflectance. The spatial resolution for those layers is 250m. However, it should be noted that the mid infrared and blue bands have a native resolution of 500m. They have been resampled to 250m for inclusion in the MOD13Q1 dataset and for the calculation of the vegetation indexes. The six remaining layers are metadata layers, one of which is a per-pixel detailed quality assessment of the vegetation indexes (Huete, Justice *et al.* 1999).

When producing a single MOD13Q1 dataset, the MODIS compositing algorithm picks the best pixels from sixteen days of image acquisition in order to reduce the amount of pixels that are partially or completely obscured by clouds, cloud shadows or other atmospheric contaminants (Huete, Justice *et al.* 1999). However, due to the exceptionally persistent cloud cover, the sixteen-day period is insufficient to produce obstruction free images of Borneo. Thus, we needed to further composite those sixteen-day composites. For our project, we created composited images from a full year of MOD13Q1 16-day composites. We were able to assemble images taken throughout the year since Borneo's forests are evergreen and receive precipitation year-round. As a result, intra-annual variation in phenology and spectral variation in vegetation indices throughout the year over most of the forest cover is relatively minor (DeFries, Achard *et al.* 2006). Furthermore, the mean compositing method used here minimizes the impact of those variations that, although small, are still present (Bontemps et Defourny 2007; Vancutsem, Pekel *et al.* 2007).

To properly implement the mean compositing method, we made sure to remove all pixels in the source images whose quality is overly affected by atmospheric contaminants. We used the detailed quality assessment data layer to discriminate the usable pixels from the ones whose quality is too low. In effect, there are thirteen different quality levels that

any given pixel may obtain. We choose to retain only those pixels that have a quality of 11/13 or above. Lower quality pixels have a higher chance of being overly affected by atmospheric artifacts or cloud shadows.

Once composited, a full year of imagery gives us an almost complete image of the island. This said, some areas remain blank because, even after compositing a full year of MODIS imagery, we could not find any source images in which those blank areas were not affected by cloudiness. At most, we are able to cover 92% of the island. Therefore, our assembled images must be considered more like an exhaustive sampling than a true wall-to-wall census of the island's surface.

Using the mean compositing algorithm, we produced images from all four bands and both vegetation indexes of the MOD13Q1 datasets. Each composite image was derived from a year of data. The resulting images span a decade, from early 2000 until the end of 2009. To detect changes in land cover from year to year, we used the Enhanced Vegetation Index (EVI) (Huete, Justice *et al.* 1999) a vegetation index optimized for the enhanced capabilities offered by the MODIS sensor. Compared to other well-known indices like NDVI, EVI is less prone to saturation in high biomass environments such as rain forests, and is particularly resilient to variation in illumination and atmospheric composition (Huete, Justice *et al.* 1999; Huete, Didan *et al.* 2002). This minimizes artifacts in the multi-date composites. Consequently, the composited EVI images were chosen for detection of forest degradation and deforestation hotspots.

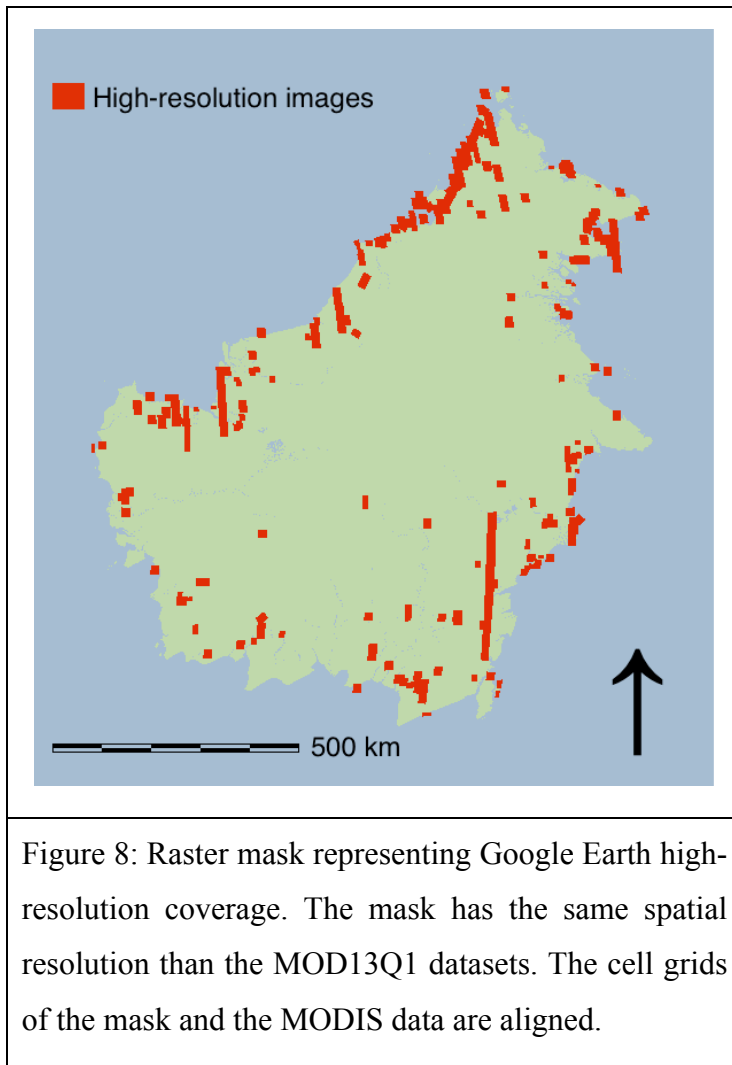
### *Image differencing*

We used simple image differencing, one of the most common methods of change detection (Lu, Mausel *et al.* 2004), to identify major changes in surface reflectance that were likely due to deforestation or forest degradation. Because we are looking for drops in the EVI from one year to the next, we are deliberately restricting those change detection to potential forest clearings and degradation. Ideally, the time span between the subtracted EVI images should be relatively short; otherwise the cleared areas that should be detected

might become vegetated once more, either through human intervention or through forest regrowth. The resulting increase of the EVI value would therefore hinder our ability to effectively detect the clearings. For this reason, we cannot use our method solely with a composite image for 2000 and another one for 2009 because a lot of deforestation events would go unnoticed. Consequently, we implemented our method by subtracting a composited image of a specific year from the composited image of the subsequent year to produce a chronological series representing the annual changes in EVI values from the year 2000 through the year 2009. Negative values in this series of nine images represent drops in EVI values that correspond to a loss of vegetative cover. It is the substantial drops in EVI we aimed to detect in order to identify pixels where deforestation happened from one year to the next.

#### *Creating a Google Earth Ground-Truth Database*

High-resolution data from Google Earth is a relatively untapped new source of validation data for remote sensing studies (Knorn, Rabe *et al.* 2009; Standart, Stulken *et al.* 2011). The spatial resolution of the images is high enough to allow [clear](#) visual interpretation of the land cover. As such, they can be use as training and validation data for the classification of coarser datasets. Yet because the imagery is not available everywhere (Figure 8) and was captured at different times in the study period, we needed to carefully approach its use in a validation database, as described below.



An initial step in the creation of the spatial database was to digitize, from within Google Earth, a polygon layer of the areas where high-resolution imagery is available for Borneo. We imported that vector layer in GRASS GIS (GRASS Development Team 2010), the GIS we used to composite and differentiate the MODIS data, and converted it to a raster layer. We matched the resolution and projection of this raster layer to those of our MODIS images (Figure 8). Using this layer as a mask, we generated random raster points within the areas with high-resolution images. Each of these points spans a pixel matching the

resolution of the MODIS data.

We wanted to make sure we included areas that had been deforested between 2000 and 2009 when sampling the high-resolution imagery. For this reason, we stratified the random sampling in order to over-represent areas where low [difference](#) values, which correspond to large drops in EVI, were obtained at least once when performing the nine image subtractions. To do so, we created a layer representing areas where the value of at least one differentiated image was in the first percentile. Inversely, we created a layer for



areas where the differentiated EVI value was above the first percentile for all the differentiated images. We used those two layers to stratify our random sampling of the areas with high-resolution imagery available.

The random raster sample points were converted to polygons. Because of the resolution of the raster layer, each of the converted polygons has the same size and alignment as single pixels in the MODIS images. By linking this vector layer to an SQLite database, we produced a spatial database (Table 1).

The spatial database was built in order to store validation data. To populate our database, we generated a KML file from our validation vector layer. We labelled

the polygons in the KML file with the corresponding index numbers of the matching GRASS GIS vector layer. In Google Earth, we visually interpreted each of the validation polygons of the KML layer and we recorded the results in the SQLite database.

Polygon index number	Type of event	Year
1	Non-change	2002
2	Change	2005
3	Non-change	2002
4	Discarded	
5	Non-change	2008
6	Change	2004
...	...	...
Table 1: SQLite spatial database excerpt		

#### *Effects of image data on use of Google Earth imagery for ground truthing*

It is important to put time stamps on the validation data since what we are producing from MODIS images is a time series. However, using Google Earth high-resolution imagery for validation can be problematic. For parts of the world such as Borneo, the coverage is limited, both spatially and temporally. Furthermore, superimposed high-

resolution images taken at different dates are rare. Nevertheless, valuable information can be extracted from the high-resolution images that are available.

While navigating in Google Earth, the program displays the capture date of the imagery being shown. In addition, Google Earth version 5 introduced the ability to see a timeline of images in a given area, and move quickly between image dates (Taylor 2009). When using Google Earth imagery as a ground-truth indication of a deforestation event, this timeline presents considerable strengths: one can move through a timeline of imagery and quickly view the interval in which a major deforestation event happened. Yet the irregular intervals between images present considerable challenges as well. In effect, it is impossible to pinpoint exactly when a specific change event took place: if one image from mid-2002 shows an intact forest but the subsequent image shows a deforested landscape in mid-2005, when did the change occur? There are several potential reasonable answers, each of which could affect the validation dataset's ability to be matched with the MODIS change image. With this in mind, we proceeded to populate the database. We interpreted the high-resolution Google Earth images delimited by the polygon samples of our validation layer and we recorded the results in the database. The characteristics and implication of this database are described in the Results section.

Figure 9 illustrates the step-by-step iterative process of interpreting the sampled polygons of validation data and the populating of the validation database:

1. In Google Earth, navigate to the sampled polygon. This polygon delimits a single pixel of the MODIS data grid.
2. Sometimes there is more than one high-resolution image available for a given area. A slider enables the verification of whether or not such is the case.
3. Decide whether the pixel can be interpreted. For this to be the case, it is necessary that either clear clues of recent deforestation or forest degradation are present, or that it is obvious land use has remained undisturbed since the

beginning of the time series being produced (in our case the year 2000). Furthermore, if the area sampled is [outside the scope of our study](#), such as [a pixel over](#) farmland or wetlands, [note it for discard in step 7](#).

4. Check for clues of recent forest degradation or deforestation, such as bare lands or recently planted oil palm.
5. The result of the sample interpretation (having been subject to deforestation or forest degradation) is noted in the spatial database. The year of the image acquisition is noted in the database as well.
6. The result of the sample interpretation (not having been subject to deforestation or forest degradation) is noted in the spatial database. The year preceding the image acquisition is noted in the database as well.
7. [If a pixel cannot be used, mark it as discarded in the validation database](#)
8. For Borneo, [a few areas](#) sampled have multiple high-resolution images available. [In those cases](#), a slider in Google Earth enables one to view in succession each of these images. In such a situation, the first step is to check [whether](#) or not any of the high-resolution images can be interpreted [using the criteria of step 3](#)
9. Check to see if anyone of the interpretable high-resolution images shows clues of recent forest degradation or deforestation [using the](#) criteria [of](#) step 4.
10. If there is a change event present on one or some of the high-resolution images (corresponding to deforestation or forest degradation), select the oldest high-resolution image where traces of the change event can be seen for the interpretation of the sample. This oldest image is the nearest one in time to the effective time the event actually happened.
11. If no change can be detected on the high-resolution images, choose the image that is the newest one, as it will validate the absence of change for a longer period.

12. [Continue to](#) the next sampled [pixel](#) for interpretation.

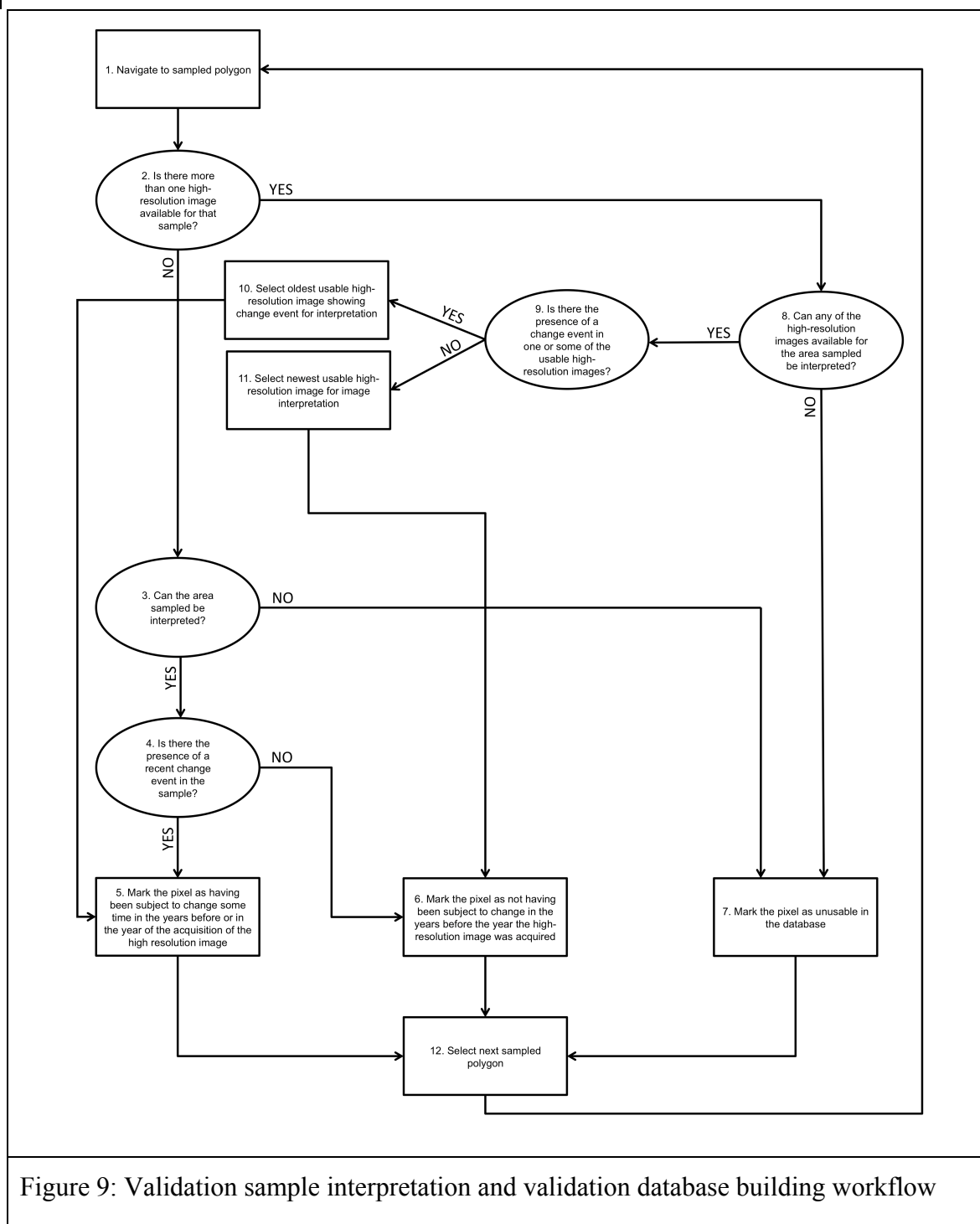


Figure 9: Validation sample interpretation and validation database building workflow

### *Detecting an optimal threshold of annual difference in EVI*

We used PEST software (Clemo, Christensen *et al.* 2010) to determine the threshold that best identified the level of change in EVI values that indicated a deforestation event that had occurred in a given time interval. PEST is a black-box parameter estimation tool that requires a model of any type with text input, output, and parameter files, and uses results from model runs to adjust parameter values, seeking an optimal fit with observations. The observed data used for validation is the spatial sampling database of Google Earth high-resolution images described above. The parameter of estimation was the EVI difference between MODIS composites that estimated that a land clearing had occurred in the interim. This EVI difference threshold was iteratively tested to find the best agreement among pixels of change and non-change in high-resolution Google Earth samples. Early tests indicated that even if each annual threshold between EVI values were parameterized, they converged to a common value, as would be expected given that the EVI product is produced consistently from year to year.

Figure 10 illustrates the steps by which PEST estimates the best possible detection threshold in the context of this study:

1. An initial detection threshold is fed into PEST for the first run of the model. This estimate should be reasonable but does not need to be particularly near the optimum value.
2. For a given threshold, PEST launches our model. Nine change / non-change maps showing potential hotspots are produced. These nine maps cannot be validated as is by PEST. To that end, we built our model so that a number of by-products are generated from those maps in steps 3 to 7.
3. A cumulative map of all the change detected between the year 2001 and the year 2006 is produced from the maps created in step 2. In this maps, one class represents areas where change was detected in at least one of the map

produced in the previous step for the 2001 to 2006 period. The other class represents areas where change was never detected during that time.

4. As in step 3, a cumulative map of all the change detected is produced but from all the maps created in step 2.
5. Concordance between the non-change classes of the hotspots maps created in step 2 and the validation data is estimated. For each of the maps, the number of pixels of the non-change class that correspond to the samples of non-change in the validation database is computed. The maps have to match the sample data both in class (i.e. they must both be classified as non-change) and in time. For example, if the sample of a high-resolution image taken in 2005 is classified as non-change, hotspots maps for each of the years preceding 2005 should show no change at that location. Therefore, this sample would be used to check concordance of the 2001, 2002, 2003 and 2004 maps with the validation data.
6. The Kappa coefficient is estimated for each of the two classes of the map created in step 3. We chose to estimate concordance of both classes for the cumulative map up to the year 2006 because we had a fairly balanced number of samples for each of the classes (66 samples for the non-change class and 57 samples for the change class).
7. The cumulative map of change produced in step 4 enabled us to check concordance between all the change events sampled in our validation data and all the change detected in the maps of step 2. Here, the number of pixels of the change class that correspond to the samples of change in the validation database is computed.
8. In this step, PEST evaluates the correctness of the detection threshold parameter. To do so, it must compare the results of the model output to the real world data we stored in our validation database. Steps 5, 6 and 7 and the

validation data together produce the value for the objective function. This function is the squared sum of the weighted differences between the outputs produced by the model in steps 5, 6 and 7 and their optimal values determined from our validation data. The possibility to weight the various output minus observation differences is a central feature of PEST. For example, in our case it allowed us to give more weight to the part of the objective function formed from evaluating the concordance between the change detected and the validation data (step 7) than to the many “no-change” observations (step 5). We also used weights to emphasize the importance of per-class Kappa coefficients for the years 2000-2006, in which there were enough observations to build the Kappa value correctly.

9. PEST compares the objective function of the current run with the ones produced in previous runs. There are two possible scenarios. Either PEST believes that it can compute an objective function that is lower than any of the ones produced in the iterations attempted so far. In that case, it will go to step 10. Otherwise, PEST believes the objective function can be lowered no further, and will go to step 11.
10. The detection threshold is adjusted and a new iteration of the model is attempted. Thus, the process starts over one more time from step 2 with the new threshold.
11. Since PEST assumes the objective function cannot be lowered any further than on the best iteration executed so far, the detection threshold of the iteration that produced the lowest objective function is selected. PEST runs the model a final time with this threshold. Consequently, the nine change / non-change maps generated in this final run produce the best possible match with our validation data.

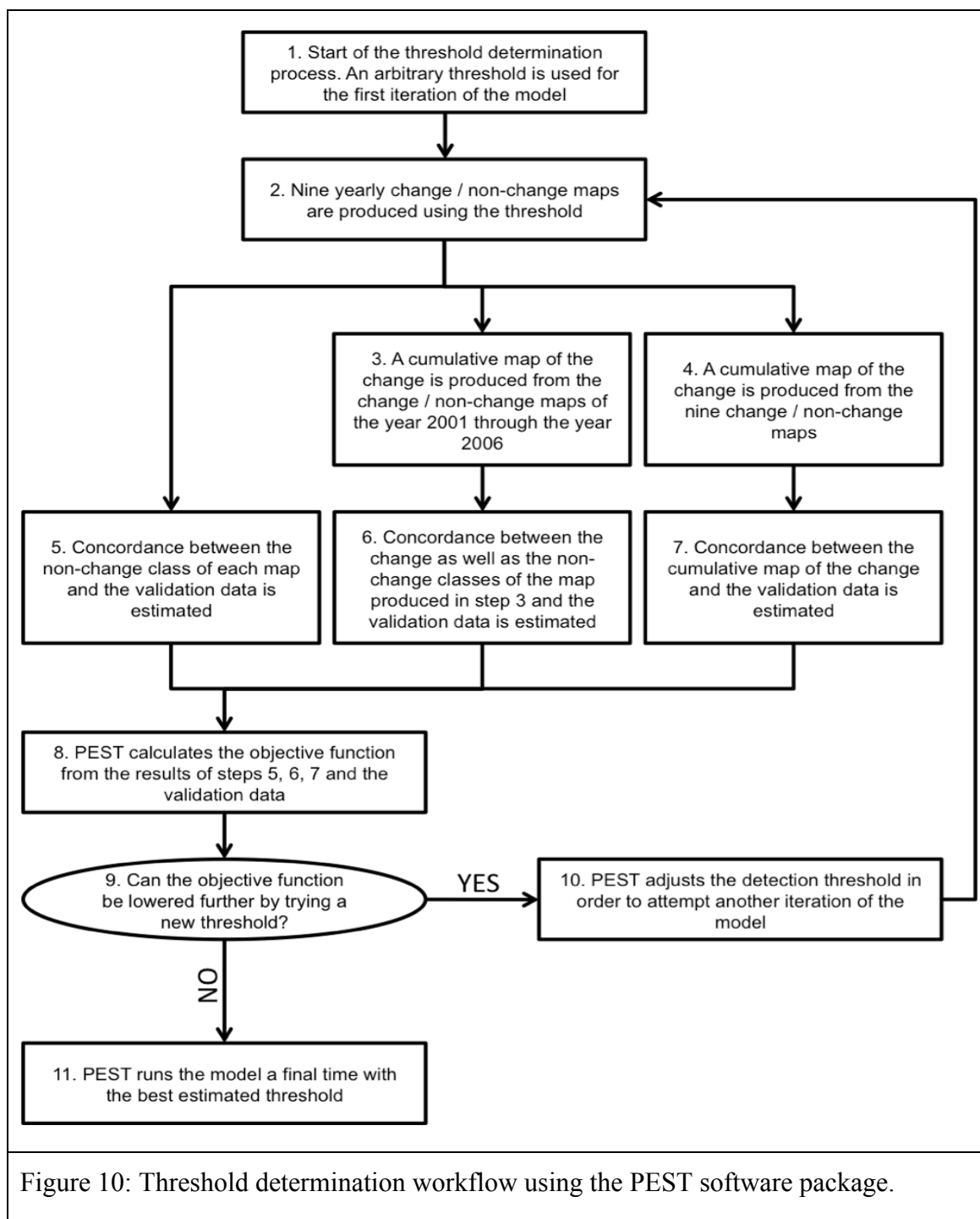


Figure 10: Threshold determination workflow using the PEST software package.



## Results and Discussion

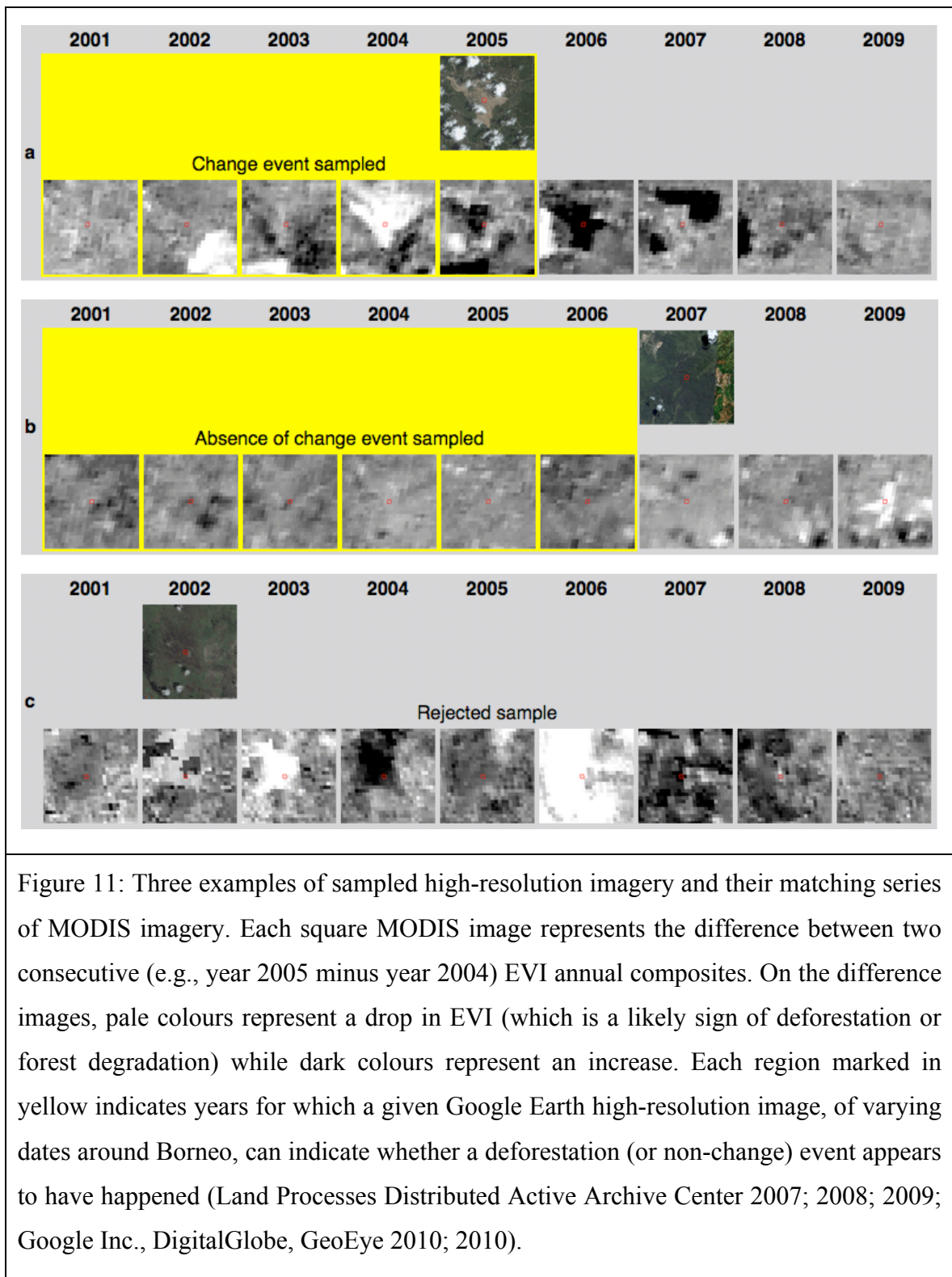
### *Google Earth Database*

Construction of the validation spatial database revealed three types of scenarios for interpreting the land-use history of a given location with high-resolution data. Of the 500 MODIS pixels randomly selected for inspection with Google Earth, 80 indicated deforestation at some time during the study period; 227 did not, and 193 were rejected for various reasons (as in Table 1). These three types of pixels are described below.

*“Change pixel”*: If we viewed the presence of a change event prior to the image acquisition date, such as a recently cut forest, we considered the sample to represent change and we noted it as such in the database. For example, the sampled polygon of the high-resolution image of Figure 11a covers an area that was recently cut down. The high-resolution image is dated February 27<sup>th</sup> 2005. Therefore we know that the change event that occurred for the sampled pixel happened before this date. Thus, we record [“2005”](#) and [“change”](#) in the spatial database [to note](#) that there is a change event for that sampled pixel and that this event happened sometime before the [beginning of the year 2006](#). This period, from the year [2001](#) through 2005 inclusively is the period within which the change event is likely to have happened, and is highlighted in yellow on Figure 11a. From the series of MODIS image [differences](#), it is clear that the year-by-year MODIS detection algorithm should infer that the area was deforested some time during the year 2004.

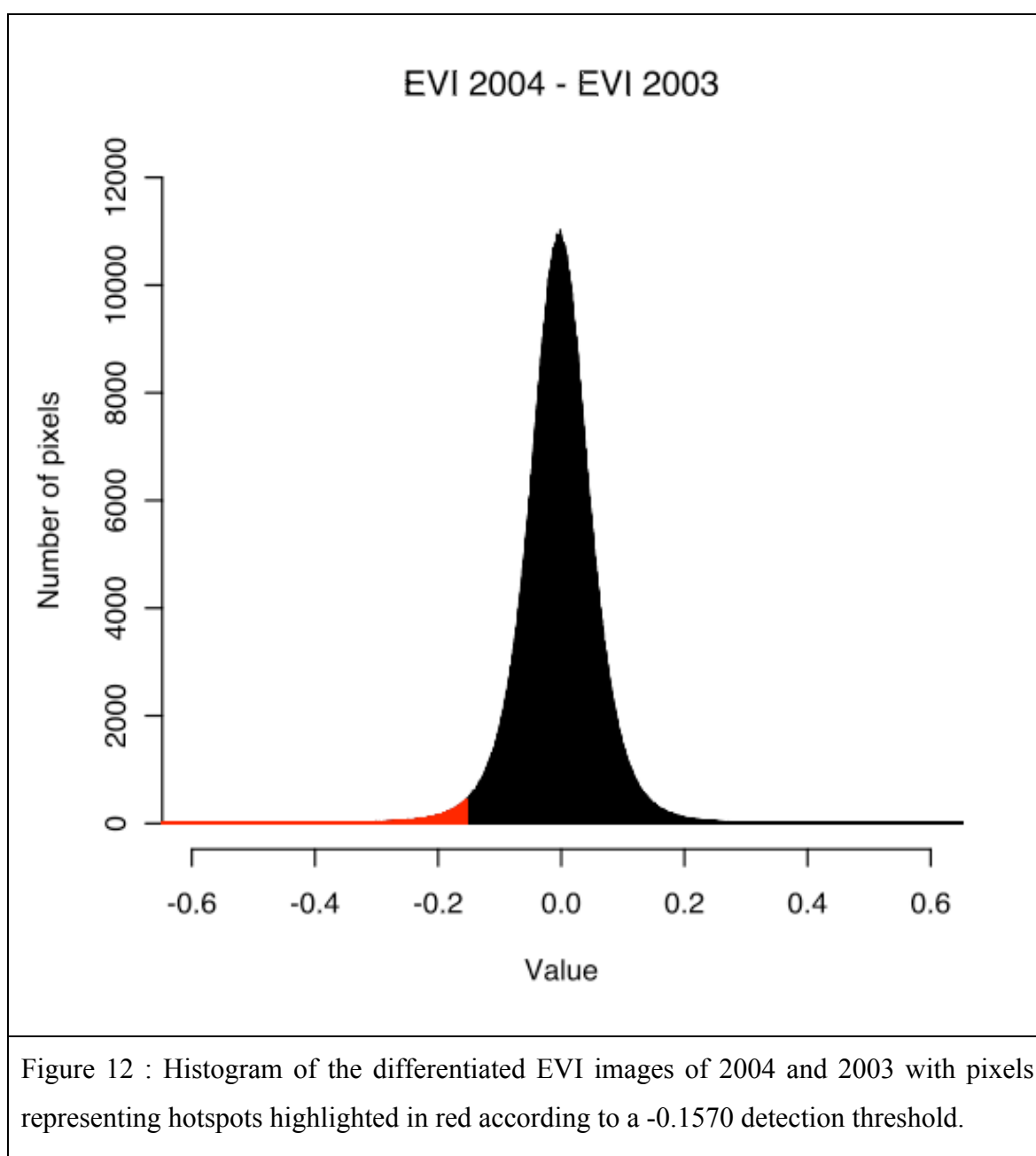
*“Non-change pixel”*: The other types of pixels in the high-resolution database illustrated no deforestation in the high-resolution imagery. This scenario was the absence of change (Figure 11b). We marked the samples as such when the high-resolution imagery revealed pristine forest or a mature palm plantation. For example, the sample of the high-resolution image of Figure 11b, which was taken on July 4th 2007, covers an area that is forested. As a result, the database records that no change events should be detected by our MODIS imagery for that pixel in any year before 2007. This period is highlighted in yellow in Figure 11b.

*“Discarded pixel”*: The third type of pixels comprises those rejected for a variety of reasons. We identify those samples as such in the database in order to dismiss them in the subsequent validation process. Samples can be problematic for a number of reasons. The high-resolution Google Earth image can be difficult to interpret, or masked by clouds. Indeed, although the high-resolution imagery goes through quality control before it is selected for inclusion in Google Earth, there are often, again especially in Borneo, some cloudiness that veils part of the images. The area sampled can also correspond to a type of land cover that generates large variation in EVI values through time, such as land used for agriculture. In agriculture cases, the EVI for a patch of land used for agriculture starts off very low, when the soil is bare. The EVI then increases as the plants grow and eventually drops drastically during harvest. The identification of agricultural areas in particular (as opposed to the deforestation or major degradation events that are the focus here) is outside the scope of this study; such pixels were not used as part of the interpreted Google Earth database. Humid land such as peat swamps and mangroves can also produce EVI values that vary a lot. The value of the EVI can fluctuate because of variations in the water table level. For example, the sample of the high-resolution image in Figure 11c represents humid land. As expected, the EVI value of the sample fluctuates erratically so we rejected this sample. The high prevalence of clouds and the abundance of wetlands in Borneo are largely responsible for the high rejection rate of samples in our validation database.



*Identifying the threshold of EVI change*

We were able to automatically determine the threshold that yielded the highest concordance between interpreted and modelled deforestation events. After 33 iterations, PEST estimated that the best detection threshold had a value of -0.1570. This meant that if the EVI value of a pixel of an assembled image drops by more than 0.1570 compared to the EVI value of that same pixel in the assembled image of the previous year, it would be identified as a hotspot for deforestation or forest degradation. Figure 12 shows the histogram of the differentiated image of the 2004 EVI values minus the 2003 EVI values with pixels where hotspots were detected highlighted in red. As Figure 13 shows, the histograms of all nine differentiated images are similar. Hence this shows, as can be expected, that it makes sense to use the same threshold for all nine differentiated images in order to produce the final nine deforestation hotspots maps.



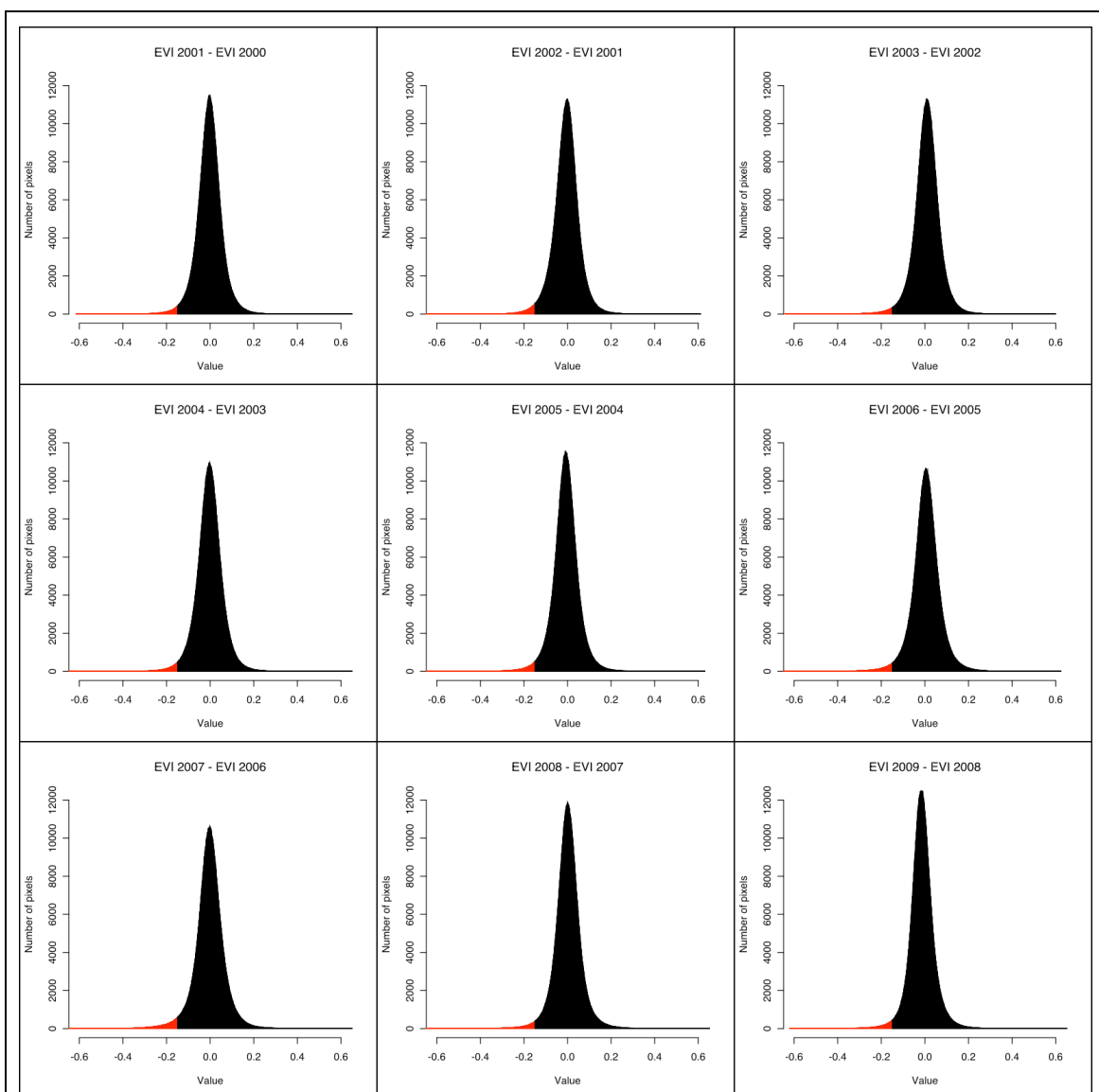


Figure 13 : Histogram of the nine differentiated EVI images with pixels representing hotspots highlighted in red according to a -0.1570 detection threshold.

*Estimation of Hotspot Locations*

Figure 14 shows a portion of high-resolution imagery and the validation data that was sampled over that area. Each sample is a polygon equal in size to a MODIS dataset pixel. These polygons are aligned to the MODIS raster grid. Areas showing recent sign of deforestation as well as areas that show none have been sampled. Since the image in Figure 14 was taken on February 27th 2005, we know that the deforestation events sampled, displayed in red, happened sometime before and up to the year 2005. For this reason, hotspots should be detected in MODIS imagery for these pixels sometime between 2001 and 2005 inclusively. As the orange overlay shows, hotspots were indeed detected for these samples in 2004. Similarly, no hotspots should be detected over areas sampled that show no sign of deforestation, displayed in green, up to the year 2004 inclusively. One sample, displayed in white, had to be rejected because of cloud contamination. Rejected pixels were not used in the detection threshold estimation process.

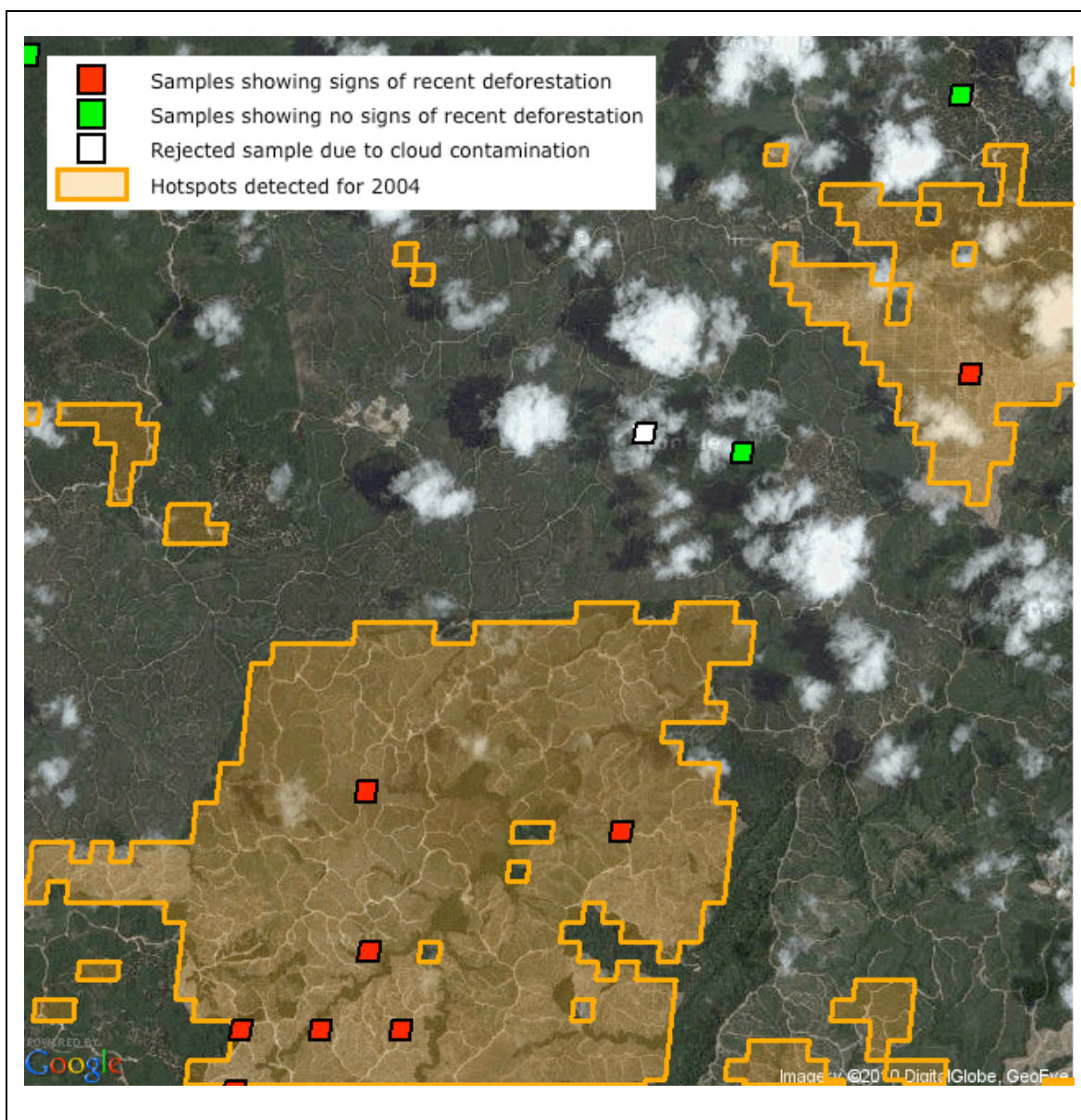


Figure 14 : Samples of a Google Earth high-resolution image taken on February 27<sup>th</sup> 2005 with an overlay of the hotspots detected for the year 2004 (Google Inc., DigitalGlobe, GeoEye 2010).

Using our methodology, we have produced nine maps representing yearly forest degradation and deforestation hotspots in Borneo. As Figure 15 shows, the hotspots we



have mapped can correspond to actual deforestation events. By combining the nine maps we have created into a single document (Figure 16), we can see that spatio-temporal patterns are present. For instance, we can see hotspots on Figure 16a that evolve in a front-like manner from year to year. This type of pattern is typical of the powerful deforestation vectors present in Borneo such as plantation expansion, forestry activities and, to a lesser extent, urban sprawl. Small hotspots, such as those found on Figure 16b, are common as well. They testify to the diverse nature of land use conversion that prevails in Borneo. True, industrial forestry and palm oil production put a lot of pressure on Borneo's forest, but smaller phenomenon also have effects. For instance, the impacts of small landowners and indigenous populations that exploit the land might also be responsible for some hotspots.

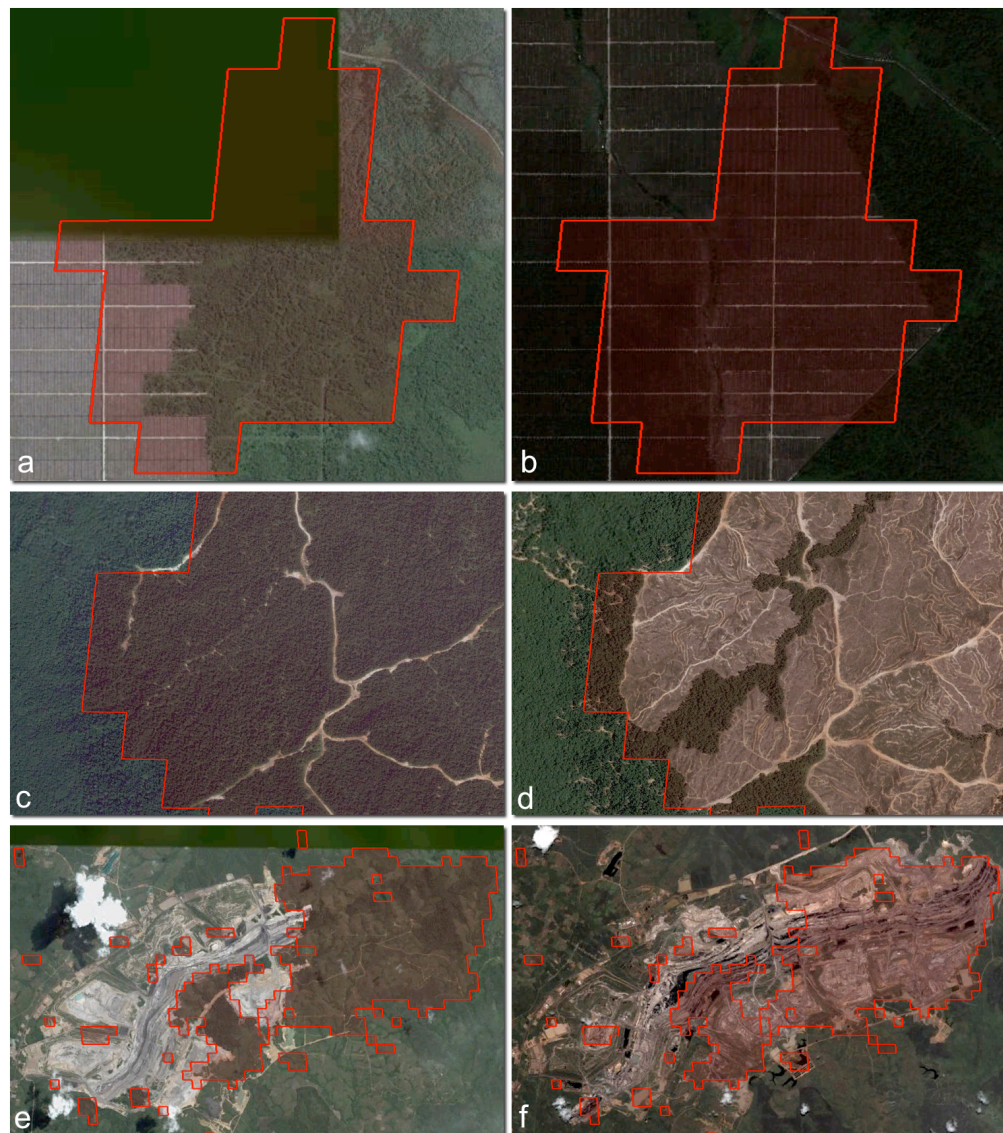


Figure 15: (a) and (b) Hotspots detected in 2007 overlaid on a 2004 (a) and a 2009 (b) high-resolution Google Earth image. (c) and (d) Hotspots detected in 2004 overlaid on a 2003 (c) and a 2005 (d) high-resolution Google Earth image. (e) and (f) Hotspots detected in 2005, 2006, 2007 and 2008 overlaid on a 2004 (a) and a 2009 (b) high-resolution Google Earth image (Google Inc., DigitalGlobe, GeoEye 2010).

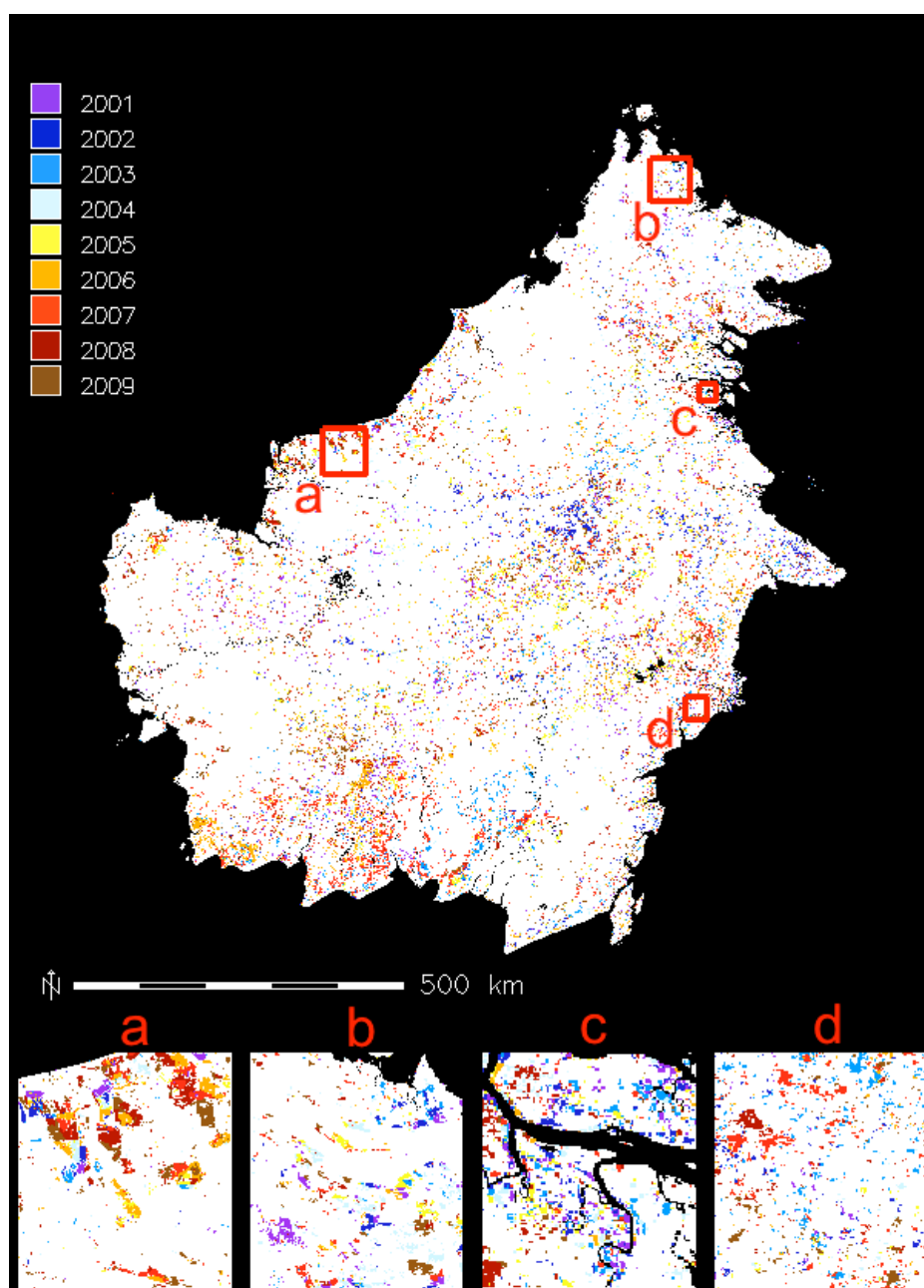


Figure 16 : Yearly deforestation hotspots detected in between the year 2001 and the year 2009 in Borneo, with blowups.

## Conclusions

Even with these limitations, hotspot detection can prove quite useful within a broader monitoring protocol. As such, it is bound to play important role in the support of forest degradation and deforestation mitigation initiatives. *Reducing Emissions from Deforestation and Degradation plus* (REDD-plus) is such an initiative. Although the implementation of REDD-plus is still the subject of heated debate in the international community, there is a consensus that it is necessary to implement it rapidly (UNFCCC 2009). Consequently, REDD-plus projects are already taking shape in some parts of the world, including Borneo (Downer et Wirajuda 2008; International Forest Carbon Initiative 2009). The monitoring of forests, and namely the carbon rich rainforests such as those that are found in Borneo, is going to be an important part of REDD-plus. Hotspots detection based on coarse satellite data will likely be a part of the related monitoring efforts, especially since, even though it can be quite a challenge to do remote sensing in very humid parts of the world, the techniques we have used show that it is possible. Furthermore, the resources needed to produce maps like the ones in our hotspots time series are reasonable. As such, hotspot detection can help make the continuous monitoring of rainforest both logistically and financially feasible.

The availability of freely distributes data such as MODIS and Google Earth high-resolution images, as well as free software like PEST and GRASS GIS reduces the overhead cost of forest monitoring infrastructures. Combined, these valuable resources help the remote sensing community yield useful results, even when financial resources are limited. Moreover, cost effectiveness is especially important in parts of the world, like Borneo, where the regions to survey are vast and funding must be stretched as much as possible.

Borneo's forests are still actively being cut down by the forestry and palm oil industries. With the emergence of international initiatives such as REDD-plus, there is hope that the remaining natural habitats might get some level of protection. If successful, REDD-plus will not only serve the global population by mitigating climate change, it will also

serve the local communities, the first beneficiaries of their natural environments, and it will help slow down the degradation of the heavily threatened biodiversity of Borneo.

### **Acknowledgements**

This project was supported by the Canadian Government through the SSHERC/CRSH program on the grant entitled “*Expansion agricole, déforestation, biocarburants, marché mondial: Bornéo au cœur de la tourmente.*” We thank Rodolphe De Koninck, Stéphane Bernard, Mark Girard, Luke Southwell and Vincent Chai for the valuable help they have provided in the realization of this project.

## Conclusion générale

Les émissions anthropiques de dioxyde de carbone contribuent largement au réchauffement climatique. Or, selon le GIEC, la méthode la plus efficace et immédiate pour réduire les émissions de ce gaz serait de stopper la déforestation et la dégradation des forêts (Nabuurs, Masera *et al.* 2007). Les forêts pluviales et les tourbières équatoriales sont des réservoirs de carbone capable de stocker cet élément à de très hautes densités. Parallèlement, ces milieux naturels sont parmi les plus menacés; les ressources ligneuses des forêts pluviales tout comme le potentiel agricole des terres occupées par ces forêts et ces tourbières étant de puissants vecteurs de déforestation. Bornéo est emblématique du phénomène. Les forêts pluviales de l'île sont abondamment coupées pour en extraire le bois, mais aussi, et surtout, afin d'être converties en plantations de palmiers à huile. Les tourbières, vastes et abondantes dans certaines parties de Bornéo, sont également converties en plantation (Kitayama, Darmawan *et al.* 2009).

Le ralentissement, voir l'arrêt complet ou le renversement de la déforestation de Bornéo est souhaitable, et ce, tant pour réduire les impacts de l'activité humaine sur le climat, ce qui serait bénéfique pour la planète entière, que pour préserver le milieu de vie des populations locales ainsi que la riche biodiversité de l'île.

Seulement, les milieux naturels de Bornéo ont une valeur monnayable. Stopper la déforestation est lourd de conséquences économiques. C'est pourquoi il est normal que la préservation des forêts et des tourbières, voire même leur amélioration, soit dédommée. C'est le principe directeur de REDD-plus (Parker, Mitchell *et al.* 2008). Cependant, les initiatives comme REDD-plus nécessitent une évaluation suivie et une surveillance continue des réservoirs de carbone que sont les forêts et les tourbières (Holmgren 2008). Or, les milieux humides, en plus d'être à la fois denses en carbone et sévèrement menacés, sont également difficiles à surveiller. Si la télédétection est appelée à jouer un rôle fondamental en ce sens, les protocoles de surveillance devront également tenir compte des obstacles propres à ce type d'environnement, notamment la nébulosité récurrente (DeFries, Achard *et al.* 2007).

Dans ce contexte, les satellites qui assurent une couverture hautement redondante de la terre, tels que les satellites du programme MODIS, seront cruciaux. En effet, la résolution temporelle élevée de ces satellites permet l'assemblage d'images sans nuages ce qui contourne le problème de nébulosité persistante qui affecte les zones humides comme Bornéo.

Nous avons produit une série chronologique annuelle d'images sans nuages de Bornéo pour la période de 2000 à 2009 à partir de données MODIS. De cette série, nous avons dérivé une seconde série chronologique annuelle représentant les points chauds de déforestation et de dégradation des forêts de 2001 à 2009.

L'élaboration de la deuxième série a nécessité l'utilisation d'une source de données additionnelle. En l'occurrence, nous nous sommes servis des images haute résolution *Google Earth* afin de diriger et de valider la détection des points chauds. L'utilisation de données *Google Earth* pour la production d'une série chronologique a nécessité la mise au point d'une méthodologie particulière tenant compte de la distribution inégale des images haute résolution disponibles dans l'espace et dans le temps.

La série chronologique des points chauds de déforestation et de dégradation des forêts produite démontre le potentiel de l'imagerie MODIS au sein d'éventuels protocoles de surveillance des forêts pluviales à de très grandes échelles, tels que ceux qui devront être établis dans la mise en place de REDD-plus. De plus, notre démarche illustre l'utilisation possible du logiciel gratuit *Google Earth* comme source de données pour la télédétection, y compris pour la production de séries chronologiques.

## Bibliographie

- Banerjee, Mousumi, Michelle Capozzoli, *et al.* (1999). « Beyond Kappa: A Review of Interrater Agreement Measures. » The Canadian Journal of Statistics / La Revue Canadienne de Statistique **27**(1): 3-23.
- Bernard, S. et R. De Koninck (1996). « The retreat of the forest in Southeast Asia: a cartographic assessment. » Singapore Journal of Tropical Geography **17**(1): 1-14.
- Bicheron, Patrice, Mireille Huc, *et al.* (2005). GlobCover Products Description Manual, Medias France, European Space Agency.
- Biermann, Frank (2010). « Beyond the intergovernmental regime: recent trends in global carbon governance. » Current Opinion in Environmental Sustainability **2**(4): 284-288.
- Bontemps, S. et P. Defourny (2007). « Mapping forest change in Borneo in 2000-2006 by a multispectral statistically-based detection technique with SPOT-VEGETATION. » Proceedings of the 2007 International Workshop on the Analysis of Multi-Temporal Remote Sensing Images.
- Cabrières. (2004). « SPOT 4. », de [http://spot4.cnes.fr/spot4\\_fr/index.htm](http://spot4.cnes.fr/spot4_fr/index.htm).
- Cardille, J. A. et E. M. Bennett (2010). « Ecology: Tropical teleconnections. » Nature Geosci **3**(3): 154-155.
- Carroll, M, C DiMiceli, *et al.* (2009). UMD Global 250 meter Land Water Mask User Guide.
- Cihlar, J. (2000). « Land cover mapping of large areas from satellites: status and research priorities. » International Journal of Remote Sensing **21**(6-7): 1093-1114.
- Clemo, Tom, Steen Christensen, *et al.* (2010). PEST: Model-Independent Parameter Estimation and Uncertainty Analysis <http://www.pesthomepage.org/>.
- CNES. (2009). « SPOT : Système Pour l'Observation de la Terre. », de <http://smc.cnes.fr/SPOT/Fr/>.
- Coalition for Rainforest Nations. (2005). « United Nations Climate Change Conference. », de <http://www.rainforestcoalition.org/eng/MontrealUNFCCC.php>.



- Collins, N.M. (1990). The Last rain forests: a world conservation atlas, Oxford University Press.
- Cooke, FM (2006). State, communities and forests in contemporary Borneo, Anu E Press.
- De Koninck, Rodolphe, Stéphane Bernard, *et al.*, Eds. (2010). Agricultural Expansion in Southeast Asia. Borneo in the eye of the storm. Singapore, NUS Press (sous presse).
- DeFries, R, F Achard, *et al.* (2007). « Earth observations for estimating greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries. » Environmental Science & Policy **10**(4): 385-394.
- DeFries, R, F Achard, *et al.* (2006). « Reducing greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries: considerations for monitoring and measuring. » Global Terrestrial Observing System, Rome.
- DeFries, R, G Asner, *et al.* (2005). « Monitoring tropical deforestation for emerging carbon markets. » Tropical deforestation and climate change: 35.
- DeFries, Ruth S., Thomas Rudel, *et al.* (2010). « Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. » Nature Geosci **3**(3): 178-181.
- Downer, Alexander et Hassan Wirajuda (2008). Kalimantan Forest and Climate Partnership.
- EOSDIS, Earth Observing System Data and Information System (2009). Earth Observing System ClearingHouse (ECHO) / Warehouse Inventory Search Tool (WIST) Version 10.X, Greenbelt, MD: EOSDIS, Goddard Space Flight Center (GSFC) National Aeronautics and Space Administration (NASA).
- ESA, European Space Agency. (2010). « MERIS User Guide. », de <http://envisat.esa.int/handbooks/meris/CNTR1.htm>.
- Fairhurst, T et E Mutert (1999). « Introduction to oil palm production. » Better Crops International **13**(1): 3-6.
- Fisette, T, R Chenier, *et al.* (2006). Methodology for a Canadian agricultural land cover classification, Agriculture and Agri-Food Canada.
- GDAL Development Team (2010). GDAL - Geospatial Data Abstraction Library, Version 1.7.1. Open Source Geospatial Foundation <http://www.gdal.org/>.

- Girard, Marc (2010). Bornéo au cœur de l'Asie du Sud-Est. Montréal.
- Google Inc. (2010). Google Earth 5.2. Google Inc. <http://earth.google.com/>.
- Google Inc., DigitalGlobe, GeoEye. (2010). Google Earth Imagery. Google Inc.
- GPCP Animation of Version 2 Monthly Precipitation Images( January 1979 to February 2001). S. Braun, NASA/GSFC.
- GRASS Development Team (2010). Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software. Open Source Geospatial Foundation <http://grass.osgeo.org>.
- Gupta, Avijit, Ed. (2005). The Physical Geography of Southeast Asia. New York, Oxford University Press.
- Hardiono, Martin et J. Alfred Raymond (2005) « Borneo: Treasure Island at Risk - Maps - », 17.
- Hastings, DA et WJ Emery (1992). « The advanced very high resolution radiometer (AVHRR)-A brief reference guide. » Photogrammetric Engineering and Remote Sensing **58**: 1183-1188.
- HDF Group. (2010). « HDF-EOS Tools And Information Center. », de <http://hdfeos.org/>.
- Holmgren, Peter (2008). Role of satellite remote sensing in REDD UN-REDD Programm.
- Holmgren, Peter. (2010). « MRV and Monitoring for REDD+ Implementation. », October 14th, 2010, de [http://www.un-redd.org/NewsCentre/MRV\\_and\\_Monitoring/tabid/4877/language/en-US/Default.aspx](http://www.un-redd.org/NewsCentre/MRV_and_Monitoring/tabid/4877/language/en-US/Default.aspx).
- Homer, C, J Dewitz, *et al.* (2007). « Completion of the 2001 national land cover database for the conterminous United States. » Photogrammetric Engineering and Remote Sensing **73**(4): 337-341.
- Homer, C., C. Q. Huang, *et al.* (2004). « Development of a 2001 National Land-Cover Database for the United States. » Photogrammetric Engineering and Remote Sensing **70**(7): 829-840.
- Huete, A., K. Didan, *et al.* (2002). « Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. » Remote Sensing of Environment **83**(1-2): 195-213.

- Huete, Alfredo, Chris Justice, *et al.* (1999). MODIS Vegetation Index (MOD13), Algorithm Theoretical Basis Document.
- International Forest Carbon Initiative (2009). Kalimantan Forest and Climate Partnership Factsheet, Australian Government Initiative.
- Karsenty, Alain, Thomas Sembres, *et al.* (2010). Paiements pour services environnementaux et biodiversité dans les pays du sud. Le salut par la « déforestation évitée » ? Paris, FRANCE, Presses universitaires de France.
- Kitayama, Kanehiro, Mulyanto Darmawan, *et al.* (2009). Suggestions derived from the joint activities of the Borneo Sustainability Forum.
- Knorn, J., A. Rabe, *et al.* (2009). « Land cover mapping of large areas using chain classification of neighboring Landsat satellite images. » Remote Sensing of Environment **113**(5): 957-964.
- Land Processes Distributed Active Archive Center (2007). Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m, United States Geological Survey.
- Land Processes Distributed Active Archive Center (2008). Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m, United States Geological Survey.
- Land Processes Distributed Active Archive Center. (2009). « Land Cover Type Yearly L3 Global 500 m SIN Grid. », de [https://lpdaac.usgs.gov/lpdaac/products/modis\\_products\\_table/land\\_cover/yearly\\_l3\\_global\\_500\\_m/mcd12q1](https://lpdaac.usgs.gov/lpdaac/products/modis_products_table/land_cover/yearly_l3_global_500_m/mcd12q1).
- Land Processes Distributed Active Archive Center (2009). Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m, United States Geological Survey.
- Land Processes Distributed Active Archive Center (2010). Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m, United States Geological Survey.
- Lang, Chris. « REDD: An introduction. », de <http://www.redd-monitor.org/redd-an-introduction/>.
- Langner, A, J Miettinen, *et al.* (2007). « Land cover change 2002-2005 in Borneo and the role of fire derived from MODIS imagery. » Global Change Biology **13**(11): 2329-2340.

- Le Quéré, Corinne, Josep G. Canadell, *et al.* (2010). « An International Carbon Office to assist policy-based science. » Current Opinion in Environmental Sustainability **2**(4): 297-300.
- Lu, D., P. Mausel, *et al.* (2004). « Change detection techniques. » International Journal of Remote Sensing **25**(12): 2365-2407.
- Malhi, Yadvinder (2010). « The carbon balance of tropical forest regions, 1990-2005. » Current Opinion in Environmental Sustainability **2**(4): 237-244.
- Masuoka, E., A. Fleig, *et al.* (1998). « Key characteristics of MODIS data products. » Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing **36**(4): 1313-1323.
- Milne, R et BP Jallow (2003). « Basis for consistent representation of land areas, chapter 2: 2.4-2.442. » Good practice guidance for land use, land use change and forestry (Penman J, Gytarsky M, Hiraishi T, Krug T, Kruger D, Pipatti R, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, Wagner F eds). The Institute for Global Environmental Strategies for the Intergovernmental Panel on Climate Change, Hayama, Kanagawa, Japan.
- Mollicone, D, F Achard, *et al.* (2007). « An incentive mechanism for reducing emissions from conversion of intact and non-intact forests. » Climatic Change **83**(4): 477-493.
- Nabuurs, G.J., O. Masera, *et al.* (2007). Forestry. Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. B. Metz, O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave and L. A. Meyer. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, Cambridge University Press.
- NASA, National Aeronautics and Space Administration. « About MODIS. », de <http://modis.gsfc.nasa.gov/about/>.
- National Aeronautics and Space Administration. « About MODIS. », de <http://modis.gsfc.nasa.gov/about/>.
- NOAA (1997). « Annual average GPCP precipitation (mm/day): 1988-96. » Global Precipitation Climatology Project.
- NOAA. (2010). « Advanced Very High Resolution Radiometer - AVHRR. », de <http://noaasis.noaa.gov/NOAASIS/ml/avhrr.html>.

- OGC, Open Geospatial Consortium. (2010). « KML. », de <http://www.opengeospatial.org/standards/kml/>.
- Olthof, I et RH Fraser (2007). « Mapping northern land cover fractions using Landsat ETM+. » Remote Sensing of Environment **107**(3): 496-509.
- Padoch, C et N L Peluso (2003). Borneo in transition: people, forests, conservation, and development, Oxford University Press.
- Parker, C, A Mitchell, *et al.* (2008). The Little REDD Book: A guide to governmental and non-governmental proposals for reducing emissions from deforestation and degradation. Global Canopy Programme, Oxford, UK.
- Ritter, N, M Ruth, *et al.* (1995). « GeoTIFF format specification GeoTIFF revision 1.0. » NASA, Jet Propulsion Laboratory, Pasadena, CA, and SPOT Image, Reston, Virginia (<http://www-mipl.jpl.nasa.gov/cartlab/geotiff/geotiff.html>).
- Rousseau, J (1990). Central Borneo: ethnic identity and social life in a stratified society, Oxford University Press, USA.
- Sercombe, P et B Sellato (2007). Beyond the Green Myth: Borneo's Hunter-Gatherers in the Twenty-First Century. Copenhagen, Nordic Institute of Asian Studies.
- Solomon, S, D Qin, *et al.* (2008). Climate change 2007: the physical science basis, Cambridge University Press Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, S, Paulo, Delhi.
- Standart, G. D., K. R. Stulken, *et al.* (2011). « Geospatial visualization of global satellite images with Vis-EROS. » Environmental Modelling & Software **In Press, Corrected Proof**.
- Stibig, H. J., R. Beuchle, *et al.* (2003). « Mapping of the tropical forest cover of insular Southeast Asia from SPOT4-Vegetation images. » International Journal of Remote Sensing **24**(18): 3651-3662.
- Taylor, Frank (2009). Google Earth 5 - Historical Imagery. *Google Earth Blog*.
- UNFCCC (2008). Report of the Conference of the Parties on its thirteenth session, held in Bali from 3 to 15 December 2007. Addendum. Part Two: Action taken by the Conference of the Parties at its thirteenth session *Decisions adopted by the Conference of the Parties*.

- UNFCCC. (2009). « Copenhagen Accord. », de [http://unfccc.int/files/meetings/cop\\_15/application/pdf/cop15\\_cph\\_auv.pdf](http://unfccc.int/files/meetings/cop_15/application/pdf/cop15_cph_auv.pdf).
- Vancutsem, C., J. F. Pekel, *et al.* (2007). « Mean Compositing, an alternative strategy for producing temporal syntheses. Concepts and performance assessment for SPOT VEGETATION time series. » International Journal of Remote Sensing **28**(22): 5123-5141.
- Williams, Darrel. (2009). « Landsat-7 science data users handbook. », de [http://landsathandbook.gsfc.nasa.gov/handbook/handbook\\_toc.html](http://landsathandbook.gsfc.nasa.gov/handbook/handbook_toc.html).
- Wulder, M. A., J. C. White, *et al.* (2008). « Monitoring Canada's forests. Part 1: Completion of the EOSD land cover project. » Canadian Journal of Remote Sensing **34**(6): 549-562.
- Xian, G., C. Homer, *et al.* (2009). « Updating the 2001 National Land Cover Database land cover classification to 2006 by using Landsat imagery change detection methods. » Remote Sensing of Environment **113**(6): 1133-1147.